Efficacité des mesures de rétablissement axées sur la population de caribou des montagnes du Sud, une espèce menacée

Received: 10 July 2023 | Revised: 12 October 2023 | Accepted: 20 December 2023
DOI: 10.1002/eap.2965

ARTICLE

ECOLOGICAL APPLICATIONS

Effectiveness of population-based recovery actions for threatened southern mountain caribou

Clayton T. Lamb[1,2] | Sara Williams[3] | Stan Boutin[4] | Michael Bridger[5] | Deborah Cichowski[6] | Kristina Cornhill[4] | Craig DeMars[1] | Melanie Dickie[1,2] | Bevan Ernst[5] | Adam Ford[1,2] | Michael P. Gillingham[7] | Laura Greene[5] | Douglas C. Heard[8] | Mark Hebblewhite[3] | Dave Hervieux[9] | Mike Klaczek[10] | Bruce N. McLellan[11] | R. Scott McNay[12] | Lalenia Neufeld[13] | Barry Nobert[9] | J. Joshua Nowak[14] | Agnès Pelletier[5] | Aaron Reid[5] | Anne-Marie Roberts[5] | Mike Russell[9] | Dale Seip[15] | Caroline Seip[9] | Carolyn Shores[5] | Robin Steenweg[16] | Shane White[10] | Heiko U. Wittmer[17] | Mark Wong[5] | Kathryn L. Zimmerman[5] | Robert Serrouya[1]

[1]Wildlife Science Center, Biodiversity Pathways, Kelowna, British Columbia, Canada
[2]Department of Biology, University of British Columbia, Kelowna, British Columbia, Canada
[3]Wildlife Biology Program, University of Montana, Missoula, Montana, USA
[4]Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada
[5]Ministry of Water, Land and Resource Stewardship, Government of British Columbia, Victoria, British Columbia, Canada
[6]Caribou Ecological Consulting, Smithers, British Columbia, Canada
[7]Ecosystem Science and Management, University of Northern British Columbia, Prince George, British Columbia, Canada
[8]Tithonus Wildlife Research, Prince George, British Columbia, Canada
[9]Alberta Environment and Protected Areas, Government of Alberta, Grande Prairie, Alberta, Canada
[10]Ministry of Forests, Government of British Columbia, Victoria, British Columbia, Canada
[11]International Union for the Conservation of Nature Bear Specialist Group, D'Arcy, British Columbia, Canada
[12]Wildlife Infometrics Inc., Mackenzie, British Columbia, Canada
[13]Jasper National Park, Parks Canada, Jasper, Alberta, Canada
[14]SpeedGoat Wildlife Solutions, Missoula, Montana, USA
[15]Ministry of Environment, Government of British Columbia, Fort St. John, British Columbia, Canada
[16]Canadian Wildlife Service, Environment and Climate Change Canada, Kelowna, British Columbia, Canada
[17]School of Biological Sciences, Victoria University of Wellington, Wellington, New Zealand

Résumé

La perte d'habitat touche de nombreuses espèces, notamment la population de caribous des montagnes du Sud (*Rangifer tarandus caribou*) dans l'ouest de l'Amérique du Nord. Au cours des cinquante dernières années, l'aire de répartition et l'abondance de cette population de caribous menacée ont considérablement diminué. Un modèle de population **intégré** a été utilisé pour analyser 51 années (1973-2023) de données démographiques provenant de 40 sous-populations de caribous des montagnes du Sud afin **d'évaluer l'efficacité des**

mesures de rétablissement basées sur la population pour augmenter la croissance démographique. La réduction des **facteurs limitants** potentiels sur les populations de caribous menacées a offert une occasion rare d'identifier les **causes** du **déclin** et d'évaluer les méthodes de rétablissement. L'abondance du caribou des montagnes du Sud a diminué de 51% entre 1991 et 2023, et 37% des sous-populations ont été fonctionnellement éradiquées. La réduction du nombre de loups a été la seule mesure de rétablissement qui a permis d'augmenter de manière constante la croissance démographique lorsqu'elle a été appliquée isolément, et la combinaison de la réduction du nombre de loups avec l'enfermement des mères ou l'alimentation supplémentaire a permis une croissance rapide, mais n'a été appliquée qu'à quatre sous-populations. En 2023, les mesures de rétablissement ont permis d'augmenter l'abondance du caribou des montagnes du Sud de 52% par rapport à une simulation sans intervention. Lorsque la pression de prédation a été réduite, une croissance rapide de la population a été observée, même dans le contexte actuel du changement climatique et de la perte importante d'habitat. À moins que la prédation ne soit réduite, les sous-populations de caribous continueront d'être exterminées bien avant que la conservation et la restauration de l'habitat ne puissent devenir efficaces.
MOTS-CLÉS : gestion adaptative, approche ascendante, espèces menacées, dynamique des populations, petites populations, approche descendante

INTRODUCTION

Au cours du siècle dernier, les populations d'animaux sauvages ont diminué de plus de 50% à l'échelle mondiale (Murali et al., 2022). Bien que le changement climatique représente une menace actuelle et croissante pour de nombreuses populations d'animaux sauvages, la perte d'habitat due aux activités humaines reste la principale cause du déclin des populations pour la plupart des espèces menacées et en voie de disparition (Caro et al., 2022 ; Williams et al., 2022). **En conséquence**, la plupart des stratégies de conservation mettent l'accent sur la protection et la restauration des habitats (Geldmann et al., 2019 ; Maxwell et al., 2020). Le passage actuel à la restauration des habitats est mis en évidence par la Décennie des Nations unies pour la restauration des écosystèmes (2021-2030), qui vise à prévenir, arrêter et inverser la dégradation des écosystèmes. **Cependant**, la restauration des habitats à elle seule peut ne pas suffire à soutenir les espèces vivant dans des zones fortement touchées, car le déclin rapide des populations peut entraîner leur extinction avant que des habitats suffisants pour des populations autonomes puissent être restaurés et protégés (Schrott et al., 2005).

Pour les espèces qui ont besoin de vastes zones d'habitat intact ou pour les habitats qui nécessitent des processus de succession complexes pour se régénérer, la **restauration** d'un **habitat suffisant** pour permettre le rétablissement des populations peut prendre plusieurs décennies (Schrott et al., 2005). Dans cette situation, il sera probablement nécessaire de recourir à des mesures de gestion basées sur les populations, telles que la translocation, l'alimentation complémentaire ou la réduction du nombre de prédateurs, afin de soutenir les espèces jusqu'à ce qu'un habitat suffisant soit restauré (Batson et al., 2015 ; Oro et al., 2008 ; Reynolds & Tapper, 1996 ; Shea, 1998). **Cependant**, tout comme la restauration de l'habitat, la mise en œuvre de mesures axées sur les populations peut s'avérer difficile lorsqu'elles sont coûteuses, complexes ou controversées (Dubois et al., 2017 ; Johnson et al., 2019). Il est donc essentiel de comprendre l'efficacité des mesures de gestion des populations afin d'élaborer des stratégies de conservation qui permettent de rétablir les populations et de susciter le soutien des parties prenantes, des détenteurs de droits et du grand public.

Le rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) et de son **habitat** est l'un des plus grands défis en matière de conservation en Amérique du Nord (Hebblewhite, 2017). La **perte d'habitat** causée par l'homme, définie ici comme la dégradation de l'habitat du caribou causée par l'homme qui élimine les ressources nécessaires à la survie du caribou, telles que les refuges contre les prédateurs, la nourriture et les abris contre les éléments, a contribué au déclin du caribou des bois dans une grande partie de son aire de répartition. **En conséquence**, deux populations (boréale et des montagnes du sud) ont été classées comme menacées au Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2020 ; Environnement Canada, 2014) et deux comme en voie de disparition : une dans la partie contiguë des États-Unis (Fish and Wildlife Service, 2019) et une dans le Canada atlantique (Environnement et Changement climatique Canada, 2022a). La perte d'habitat causée par l'homme, ci-après « perte d'habitat », peut avoir plusieurs répercussions sur le caribou, mais on pense que le **processus principal** est la perturbation induite par une concurrence apparente (Fortin et al., 2017 ; Frenette et al., 2020 ; Holt, 1977 ; Serrouya, Dickie, et al., 2021 ; St-Laurent et al., 2022). Dans ce processus, l'altération anthropique et naturelle du paysage augmente l'étendue des conditions de succession précoce qui favorisent une densité accrue d'orignaux (*Alces alces americana*) et de cerfs (*Odocoileus* spp.), ce qui favorise à son tour une augmentation des populations de leurs prédateurs généralistes, principalement les loups (*Canis lupus*) et les couguars (*Puma concolor*). Ces **prédateurs généralistes** s'attaquent accidentellement aux caribous à un rythme insoutenable (Bergerud et al., 2007 ; Ehlers et al., 2016 ; Hebblewhite et al., 2007 ; Wittmer, Sinclair et McLellan, 2005). Les éléments linéaires tels que les routes et les pipelines contribuent également à l'augmentation de la prédation des caribous en modifiant les déplacements et les comportements spatiaux des prédateurs, ce qui entraîne une augmentation des rencontres entre caribous et prédateurs (Barker et al., 2023 ; DeMars & Boutin, 2018 ; Dickie et al., 2022 ; Dickie, Serrouya, McNay, & Boutin, 2017).

Les stratégies fédérales de rétablissement du caribou des bois ont identifié la **restauration et la protection de l'habitat** comme des mesures de gestion essentielles pour rétablir des populations autonomes (Environnement et Changement climatique Canada, 2020 ; Environnement Canada, 2014). La restauration de l'habitat qui réduit la quantité globale d'habitats précoces devrait réduire la réponse numérique des orignaux et des cerfs, et donc réduire l'abondance de leurs prédateurs (Fryxell et al., 2020 ; Serrouya et al., 2017 ; Serrouya, Dickie, et al., 2021). La restauration des éléments linéaires implique une combinaison de suppression des routes et de revégétalisation, ce qui devrait interrompre la réponse fonctionnelle comportementale des prédateurs et réduire les rencontres entre prédateurs et caribous (Dickie et al., 2021, 2022 ; Dickie, Serrouya, DeMars, et al., 2017 ; Serrouya et al., 2020). **Cependant**, la restauration des aires de répartition du caribou ayant subi une perte importante d'habitat pour les ramener à des conditions forestières matures prendra des décennies, malgré les défis logistiques, les coûts, les menaces d'incendies de forêt et les considérations socio-économiques associés à la restauration des vastes étendues spatiales typiques des aires de répartition du caribou. **Par conséquent**, peu d'aires de répartition du caribou ont connu un gain net d'habitat approprié depuis la publication des stratégies fédérales de rétablissement (Environnement Canada, 2012, 2014 ; Nagy-Reis et al., 2021), et les populations de caribous ont généralement continué à décliner (Johnson et al., 2020).

Parmi les populations de caribous des bois, les caribous des montagnes du Sud sont les plus menacés (Environnement et Changement climatique Canada, 2018 ; Johnson et al., 2015).

Au cours des deux dernières décennies, plusieurs sous-populations de caribous des montagnes du Sud ont été exterminées, et la plupart de celles qui subsistent sont petites (moins de 100 individus) et connaissent un déclin rapide depuis des années (Johnson et al., 2015 ; Moskowitz, 2019 ; Serrouya et al., 2019). En réponse à la situation désastreuse du caribou des montagnes du Sud et aux délais inhérents à la restauration des habitats perdus, cinq mesures de gestion basées sur la population (ci-après « mesures de rétablissement ») ont été mises en œuvre afin de stabiliser et de rétablir la population (Hervieux et al., 2014 ; Serrouya et al., 2019). **Les mesures de rétablissement** comprennent (**1**) la mise en enclos des femelles, qui consiste à placer les caribous femelles gestantes dans des zones clôturées qui excluent les prédateurs pendant la période de mise bas et la période néonatale (Adams et al., 2019 ; McNay et al., 2022) ; (**2**) le transfert pour augmenter directement l'abondance (Compton et al., 1995) ; Leech et al., 2017) ; (**3**) l'alimentation complémentaire pour réduire les carences nutritionnelles potentielles (Heard & Zimmerman, 2021) ; (**4**) la réduction de la densité des prédateurs (Hervieux et al., 2014) ; et (**5**) la réduction de la densité apparente des concurrents (par exemple, l'orignal [Serrouya et al., 2017]). Conformément aux principes directeurs de la **gestion adaptative** (Walters & Holling, 1990), l'évaluation des mesures de rétablissement offre l'occasion d'ajuster les efforts futurs visant à rétablir le caribou des montagnes du Sud.

Bien que les causes du déclin du caribou aient été établies, au moins deux défis majeurs entravent son rétablissement. **Premièrement**, au cours du dernier demi-siècle, la plupart des sous-populations de caribous des montagnes du Sud ont connu un déclin constant, et de nombreuses sous-populations sont désormais fonctionnellement éteintes (<10 femelles adultes ou population totale <20) (Johnson et al., 2015 ; Moskowitz, 2019). **Deuxièmement**, les connaissances actuelles indiquent que des solutions basées sur l'habitat qui favorisent une faible densité de prédateurs sont nécessaires pour que les sous-populations de caribous des montagnes du Sud retrouvent finalement leur autonomie, mais le rétablissement de ces habitats devrait prendre des décennies. Compte tenu de la lenteur du rétablissement de l'habitat du caribou et du taux de déclin de la population de caribous sans intervention, des mesures de rétablissement sont nécessaires dans l'intervalle pour éviter la disparition continue de l'espèce.

Serrouya et al. (2019) ont synthétisé les résultats de plusieurs mesures de rétablissement appliquées au caribou des montagnes du Sud. Ils ont conclu que la réduction du nombre de loups et la combinaison de plusieurs mesures, telles que la réduction du nombre de loups et la mise en enclos des mères, étaient efficaces pour augmenter la croissance de la population de caribous. Depuis lors, un plus grand nombre de données sur les caribous, des techniques d'analyse avancées et des informations provenant de mesures de rétablissement supplémentaires sont devenues disponibles. **En outre**, les critiques formulées à l'encontre de Serrouya et al. (2019) suggéraient qu'il n'y avait aucune preuve de l'efficacité des mesures de rétablissement et que des anomalies statistiques et des gradients environnementaux brouillaient ou annulaient les résultats (Harding et al., 2020 ; Wilson et al., 2021).

En réponse à ces critiques et afin de renforcer le rôle des preuves dans le rétablissement du caribou, nous avons rassemblé les données disponibles sur la démographie du caribou des montagnes du Sud afin d'évaluer les tendances en matière d'abondance sur une période de 51 ans (1973-2023) et de mesurer les trajectoires démographiques avec et sans mesures de

rétablissement. Nous avons tiré parti de la rigueur statistique d'un modèle de population intégré (IM) pour utiliser efficacement plusieurs sources de données, tenir compte de l'incertitude et approfondir nos connaissances sur l'efficacité des mesures de rétablissement. Nous nous sommes concentrés sur les mesures de rétablissement ayant une incidence directe sur les mécanismes de perturbation induisant une concurrence apparente. Ces mesures comprenaient la **réduction directe** de la prédation par la **diminution** du nombre de loups, la réduction indirecte par la diminution du nombre d'orignaux ou l'utilisation d'enclos maternels pour réduire la prédation sur les nouveau-nés. Nous avons également examiné l'alimentation complémentaire, une mesure de rétablissement censée atténuer la recherche de nourriture sensible au risque et augmenter la survie des femelles adultes (Heard & Zimmerman, 2021). Toutes les mesures de rétablissement ont été mises en œuvre en reconnaissant que des solutions basées sur l'habitat sont nécessaires pour que les populations atteignent finalement un statut autosuffisant. Comme les efforts actuels de protection et de restauration de l'habitat n'ont pas encore atteint l'ampleur nécessaire pour avoir un impact sur la démographie des caribous (Nagy-Reis et al., 2021), nous n'avons pas pu évaluer l'efficacité de ces mesures de rétablissement à long terme, mais une telle évaluation sera nécessaire à l'avenir pour évaluer d'autres hypothèses sur le déclin de la population et éclairer des stratégies de conservation efficaces.

MATERIEL et METHODES

Zone d'étude et écologie du caribou

L'étude a été menée dans l'aire de répartition du caribou des montagnes du Sud dans l'ouest du Canada et aux États-Unis (Figure 1). Le caribou des montagnes du Sud occupe les zones montagneuses et les forêts adjacentes de basse altitude en Colombie-Britannique (C.-B.) et en Alberta (Canada), et a été exterminé dans l'Idaho et l'État de Washington (États-Unis) en 2018 (Serrouya et al., 2019).

Le caribou des montagnes du Sud est divisé en trois groupes : sud, central et nord (Environnement Canada, 2014, Annexe S1 : section S1). Les impacts anthropiques varient selon l'étendue de l'aire de répartition du caribou des montagnes du Sud (5% à 86% perturbée, selon la définition d'Environnement Canada, 2014), mais proviennent principalement de l'exploitation forestière, des routes d'accès aux ressources et autres aménagements linéaires, des réservoirs hydroélectriques, de l'exploitation pétrolière et gazière et de l'exploitation minière (Figure 2).

Données

Nous avons rassemblé les données disponibles sur les caribous provenant d'organismes gouvernementaux, telles que les relevés d'abondance et de recrutement, les résultats de survie des caribous adultes équipés de colliers émetteurs et les mesures de rétablissement appliquées dans l'aire de répartition du caribou des montagnes du Sud. Pour les sous-populations situées en Colombie-Britannique, nous avons obtenu des données de la Direction de la gestion des connaissances du ministère de l'Environnement et de la Stratégie sur les changements climatiques de la Colombie-Britannique, de scientifiques indépendants et de biologistes des administrations régionales. Pour les populations situées en Alberta, les données ont été fournies par le ministère de l'Environnement et des Zones protégées de l'Alberta et par Parcs Canada. Nous avons compilé les données brutes dans un format standardisé pour la modélisation ultérieure des populations, en collaboration avec des biologistes

gouvernementaux. Ces données brutes sont disponibles chez Lamb (2024). Nous avons utilisé les estimations d'abondance d'un IPM précédemment réalisé pour la sous-population Tonguin du parc national Jasper (Parcs Canada, 2022).

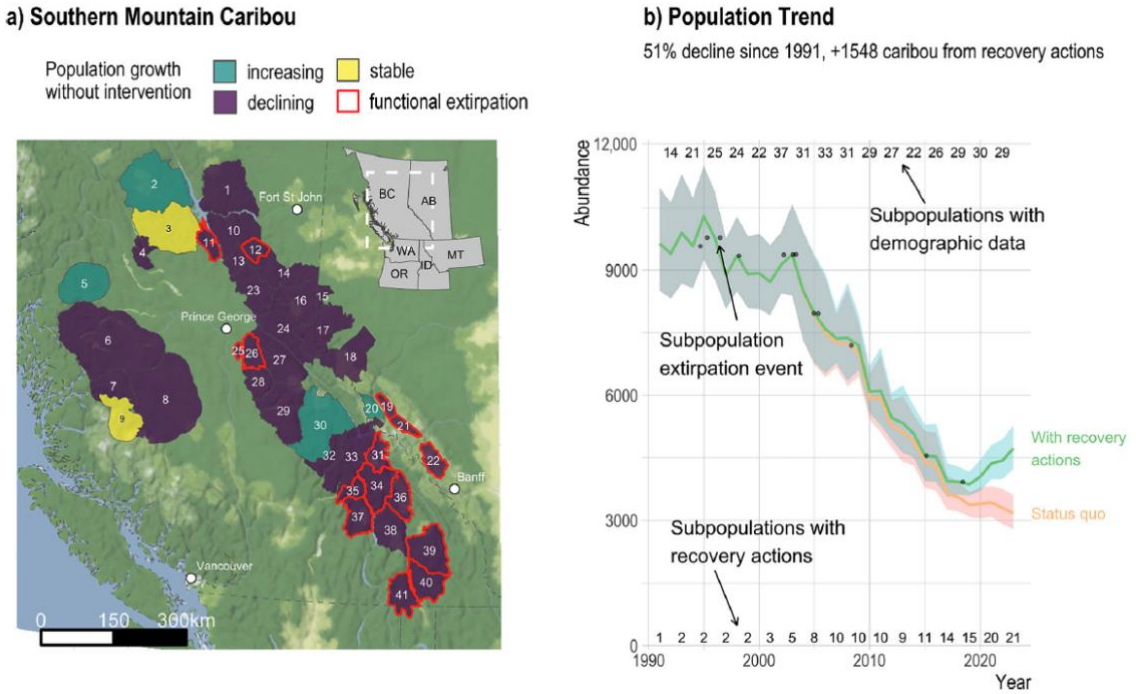

FIGURE 1. (**a**) Carte des sous-populations de caribous des montagnes du sud de la Colombie-Britannique et de l'Alberta, au Canada. Les numéros attribués à chaque sous-population correspondent aux numéros d'identification des sous-populations de la figure 2 et sont attribués par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) en fonction de l'écotype de rétablissement. Groupe nordique : 1-9, groupe central : 10-22, groupe sud : 23-41. Tendance de croissance démographique pour chaque sous-population au cours de la décennie précédant la mise en œuvre des mesures de rétablissement (en déclin : $r < -0{,}01$, stable : $r > -0{,}01$ et $r < 0{,}01$, et en augmentation : $r > 0{,}01$) représentée sous forme de choroplethe. Comme les estimations de la croissance démographique des sous-populations individuelles dans (a) sont basées sur les 10 années précédant les mesures de rétablissement, elles ne reflètent pas nécessairement les tendances démographiques à long terme ou actuelles. Se reporter à la Figure 2 pour connaître les tendances démographiques globales de chaque sous-population. Les sous-populations fonctionnellement éteintes sont indiquées en rouge (<10 femelles adultes ou population totale <20). (**b**) Tendance globale de la population de caribous des montagnes du Sud de 1991 à 2023. La trajectoire observée (modélisée) dans le cadre des mesures de rétablissement mises en œuvre est représentée en vert, tandis que la trajectoire contrefactuelle, dans laquelle aucune mesure de rétablissement n'a été mise en œuvre (statu quo), est représentée en orange. Le nombre de sous-populations bénéficiant de mesures de rétablissement est indiqué au bas du graphique, avec des valeurs pour chaque deuxième année. Le nombre de sous-populations pour lesquelles des données démographiques sont disponibles (au moins l'une des suivantes : abondance, recrutement ou survie) est indiqué en haut du graphique, avec des valeurs pour chaque deuxième année. Nous affichons cette période restreinte (>1990) plutôt que la période complète (1973-2023) car relativement peu de sous-populations disposent de données démographiques avant 1990, par rapport à après 1990, de sorte que les prévisions pour ces périodes antérieures s'appuient fortement sur les informations issues des distributions antérieures pour la plupart des sous-populations. Des données démographiques étaient disponibles pour au moins la moitié (>20) des sous-populations en 1990, nous avons donc choisi cette période plus riche en données comme point de départ de notre période d'étude afin d'afficher la trajectoire globale de la population. Le moment de l'extinction fonctionnelle de chaque sous-population documentée est indiqué par des points le long de la tendance. Bien que 15 sous-populations aient été fonctionnellement éteintes entre 1973 et 2023, trois d'entre elles ne sont pas indiquées ici car elles ont disparu entre 1973 et 1990, et une autre, Scott West, n'est pas indiquée en raison d'une date incertaine

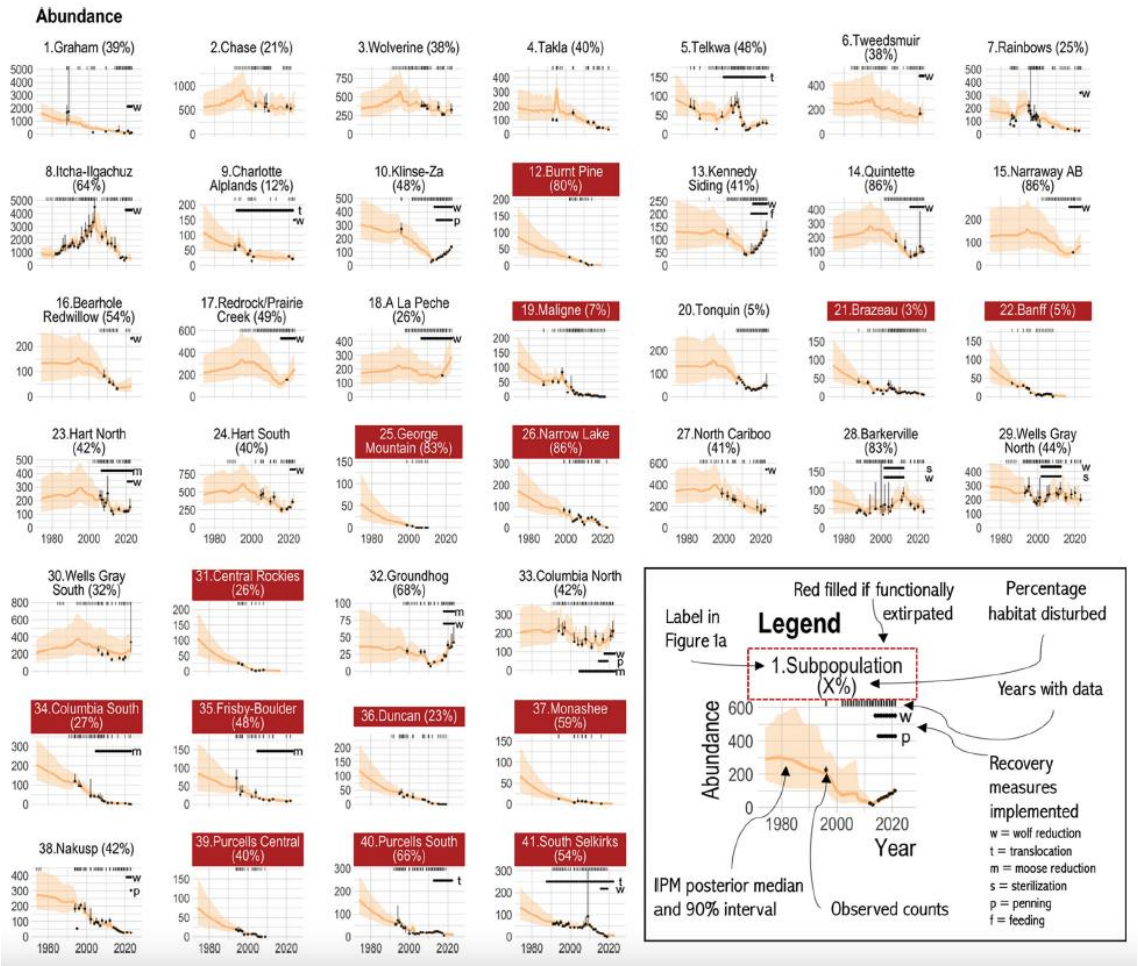

FIGURE 2. Estimations postérieures médianes de l'abondance pour chaque sous-population de caribous des montagnes du Sud à partir du modèle de population intégré, représentées par la ligne orange avec un intervalle de crédibilité de 90% affiché sous forme de bande orange. Les sous-populations éteintes et fonctionnellement éteintes (<10 femelles adultes ou population totale <20) sont surlignées en rouge. Les nombres minimaux observés et les estimations d'abondance sont représentés par des points noirs avec des IC à 90%. Les graphiques en tapis en haut indiquent les années pour lesquelles des données sur la survie, le recrutement ou l'abondance sont disponibles. Les estimations postérieures pour les années sans données démographiques s'appuient sur les distributions a priori ainsi que sur la taille passée et future de la population. Les estimations postérieures avant le début de la collecte de données démographiques pour chaque sous-population doivent être interprétées avec prudence. Pourcentage de perte d'habitat (perte d'habitat causée par l'homme dans une zone tampon de 500 m [Environnement et Changement climatique Canada, 2022b]) indiqué par des étiquettes numériques pour chaque sous-population. Les graphiques individuels pour chaque sous-population se trouvent dans Lamb (2024) sous CaribouIPM?BCAB/plots/by_herd/with_treatments

Des translocations ont été tentées afin de compléter les effectifs de caribous dans quatre sous-populations en déclin ou disparues (Kinley, 2010 ; Warren et al., 1996 ; Young et al., 2001) (Annexe SI : section S1). Nous avons contrôlé l'influence de la translocation en incluant cette mesure de rétablissement dans le modèle. Nous rendons compte des effets estimés de la translocation, mais l'évaluation de cette mesure de rétablissement n'était pas au centre de nos travaux, car elle ne traite pas des mécanismes de concurrence apparente induite par les perturbations. **De plus**, la translocation n'est actuellement utilisée comme mesure de rétablissement par aucune des deux provinces en raison de l'efficacité limitée des tentatives passées (Kinley, 2010 ; Leech et al., 2017).

Enquêtes sur l'abondance
L'abondance des caribous a été estimée à partir de recensements aériens en Colombie-Britannique ou de captures-recaptures génétiques en Alberta. Les recensements aériens ont été principalement effectués en mars, lorsque la visibilité des caribous était élevée (> 80%) dans la plupart des sous-populations. Lorsque des données sur les colliers émetteurs étaient disponibles pour la sous-population, nous avons estimé l'abondance en divisant le nombre d'animaux observés lors des comptages aériens par un facteur de correction de la visibilité généré à partir de la proportion d'animaux équipés de colliers émetteurs (colliers à très haute fréquence [VHF] ou colliers GPS ; voir ci-dessous) observés par rapport à l'échantillon d'animaux équipés de colliers émetteurs au sein de la sous-population pendant l'étude. Au cours de l'étude, l'emplacement des animaux équipés d'un collier émetteur était inconnu des enquêteurs. Le facteur de correction de la visibilité est supposé égal à la proportion de la sous-population qui aurait été observée lors de l'étude, comme c'est généralement le cas dans une étude de marquage-observations utilisant un estimateur de Lincoln-Peterson (Barker, 2008). Nous avons estimé l'incertitude dans la correction de visibilité sur la base d'une distribution binomiale, qui utilisait la correction de visibilité et le nombre de colliers disponibles pour être observés, afin de calculer une erreur type (Moeller et al., 2021).

À la fin de l'enquête, les animaux équipés d'un collier émetteur qui n'avaient pas été observés pendant l'enquête ont été localisés à l'aide de leur signal VHF. Ces animaux manquants et tous les animaux sans collier qui les accompagnaient ont été ajoutés au nombre d'animaux observés afin d'obtenir un décompte minimum. Les animaux localisés à l'aide de signaux VHF n'ont pas été inclus dans les estimations de l'abondance aérienne corrigées en fonction de la visibilité. Dans les cas où le décompte minimum dépassait l'estimation de l'abondance aérienne, nous avons utilisé le décompte minimum comme meilleure mesure disponible de l'abondance.

Trois sous-populations en Alberta (A La Pêche, Redrock-Praire Creek et Narraway) avaient une faible observabilité, rendant les méthodes de dénombrement aérien de la population impraticables. Suivant l'approche de McFarlane et al. (2020), l'ADN a été collecté et extrait à partir de matières fécales et utilisé dans un cadre génétique spatial de capture-recapture pour estimer la taille de chaque sous-population.

Nous n'avons inclus que les estimations d'abondance générées à partir d'études portant sur l'ensemble de l'aire de répartition du caribou (ou au moins la partie connue pour abriter des caribous) et lorsque les enquêteurs ont indiqué que les conditions météorologiques et d'enneigement étaient propices à l'obtention d'un décompte fiable.

Enquêtes sur le recrutement
Les enquêtes sur le recrutement ont généralement été menées en mars afin d'estimer le taux de recrutement des petits lorsque ceux-ci étaient âgés d'environ 9 mois. Nous avons utilisé le nombre de petits par adulte comme donnée pour le recrutement des petits, car il n'était pas possible d'identifier le sexe des adultes de manière sûre et fiable dans la plupart des enquêtes. Si les enquêtes sur le recrutement étaient réalisées plus tôt dans l'année, nous avons noté la saison, automne ou printemps, et les avons incluses comme variables dans le MIP décrit ci-dessous. Notre mesure du recrutement englobe les taux de gestation et la survie des petits pendant les 9 premiers mois de leur vie.

Suivi de la survie

Nous avons suivi le sort des caribous femelles adultes marquées avec des colliers GPS et VHF dans un cadre d'estimation de la survie en temps continu avec des horizons temporels récurrents basés sur l'année biologique (par exemple, DeCesare et al., 2016). Pour chaque animal, nous avons recueilli des informations sur la durée du suivi et le résultat - censuré ou mort. Les animaux étaient censurés lorsque le collier était retiré ou cessait de fonctionner. Les animaux suivis par relocalisation aérienne VHF dont le statut avait changé entre deux vols se voyaient attribuer une date de censure ou de décès correspondant à la date médiane entre la dernière observation connue en vie et l'observation actuelle. Les colliers radio avec GPS fournissaient généralement une date de mortalité exacte. Des études antérieures ont démontré le faible biais et la grande précision des méthodes utilisées pour estimer les données de survie des caribous à l'aide de ce protocole d'étude (DeCesare et al., 2016).

Mesures de rétablissement

Les **mesures de rétablissement** comprenaient la réduction du nombre de prédateurs (loups et/ou couguars), la stérilisation des prédateurs (loups), l'enfermement des mères, l'alimentation supplémentaire, la réduction du nombre de proies principales (orignaux) et la combinaison de ces mesures de rétablissement. Toutes les **mesures de rétablissement** visaient en fin de compte à réduire la mortalité par prédation chez les caribous. Nous avons recueilli des informations sur le moment et la nature des mesures de rétablissement mises en œuvre pour chaque sous-population. Ces mesures de rétablissement ont été décrites ailleurs (Hervieux et al., 2014 ; McNay et al., 2022 ; Serrouya et al., 2017, 2019), et nous les résumons brièvement ici. Les mesures de rétablissement ont été menées en vertu des lois provinciales respectives sur la faune et des droits issus de traités sur les territoires traditionnels (voir l'Annexe SI, section S2, pour plus de détails sur les permis et les autorisations). Les auteurs de la présente étude affiliés à des universités n'ont pas participé directement à l'activité ou aux permis associés aux mesures de rétablissement, ce qui a rendu inutile l'examen ou l'approbation des soins aux animaux par les universités.

Réduction du nombre de prédateurs

La **réduction** du nombre de prédateurs s'est concentrée sur la réduction de l'abondance des loups, car ceux-ci étaient les principaux prédateurs dans la plupart des aires de répartition du caribou des montagnes du sud. Dans deux sous-populations du sud, Columbia North et Nakusp, la réduction du nombre de prédateurs a également inclus l'élimination des couguars à l'aide de chiens et de tireurs. Ci-après, nous appelons cette mesure « réduction du nombre de loups », car les loups représentaient plus de 99% des prédateurs éliminés (Annexe SI : Figure SI).

L'objectif de la **réduction** du nombre de loups était de ramener leur abondance annuelle à des niveaux qui augmenteraient la survie et la croissance de la population de caribous (par exemple, moins de 3 loups/1 000 km^2, Environnement Canada, 20141). La réduction du nombre de loups a été effectuée par des biologistes du gouvernement provincial ou leurs sous-traitants, principalement par le biais du pistage aérien et de la chasse. L'application de substances toxiques a été utilisée certaines années pour réduire le nombre de loups dans une partie de l'aire d'hivernage d'À La Pêche en Alberta.

Les loups ont également été réduits à Klinse-Za par le piégeage et l'abattage par des trappeurs et des chasseurs autochtones (McNay et al., 2022). Bien que l'ours (*Ursus* spp.) et le carcajou (*Gul gulo*) soient connus pour chasser le caribou (Wittmer, McLellan, et al., 2005), en particulier les petits (Gustine et al., 2006 ; Leclerc et al., 2014), aucune mesure n'a été prise pour réduire leur abondance, sauf autour de l'enclos de maternité de Klinse-Za (McNay et al., 2022).

Stérilisation des loups

Les loups ont été capturés et **stérilisés** chirurgicalement ou chimiquement dans le but de réduire leur succès reproductif et, par conséquent, leur abondance (Hayes, 2013).

Réduction des orignaux

La réduction des orignaux visait à ramener leur abondance, grâce à la chasse autorisée, à des niveaux correspondant à la distribution naturelle des classes d'âge dans les zones où leur abondance était excessive en raison de l'exploitation forestière (Serrouya et al., 2011). Aucun effort n'a été fait pour réduire de manière substantielle d'autres proies principales telles que le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) ou le wapiti (*Cervus canadensis*).

Enclos maternels

Les enclos maternels visaient à augmenter la survie des nouveau-nés en protégeant les faons pendant leurs premières semaines de vie. Les enclos maternels sont des enclos de 4 à 12 ha situés dans les aires de répartition des caribous, qui protègent les femelles et les faons des prédateurs. Les femelles caribous adultes gestantes ont été **transportées** dans les enclos en mars et y ont été gardées jusqu'à ce que leurs petits aient entre 6 et 10 semaines, âge auquel les adultes et leurs petits ont été relâchés (McNay et al., 2022). Les caribous ont été nourris pendant leur séjour dans l'enclos. Ci-après, nous désignons cette mesure par le terme « mise en enclos ».

Alimentation complémentaire

Les caribous en liberté ont reçu une alimentation complémentaire sous forme de granulés à **l'automne** (Heard & Zimmerman, 2021). Ci-après, nous désignons cette mesure par le terme « alimentation ».

Modèle de population intégré

Nous avons classé l'intensité d'application de chaque mesure de rétablissement comme « standard » ou « faible » afin d'identifier les sous-populations-années où l'application était limitée dans son étendue spatiale (c'est-à-dire appliquée uniquement à une partie de l'aire de répartition des caribous), où l'effort d'application était faible ou qui concernaient de petites sous-populations de caribous. Par exemple, trois sous-populations ont bénéficié de mesures de réduction du nombre de loups appliquées uniquement à une partie de leur aire de répartition au cours des premières années d'application (Annexe SI : section S3) et ont donc été considérées comme ayant une faible intensité d'application. Pour l'orignal, lorsque moins de 50% de l'objectif de réduction était atteint, une faible application était également attribuée. **De même**, une faible application était attribuée lorsque moins de 20% de la population femelle était mise en enclos ou qu'il restait peu (<30) de caribous dans les sous-populations et qu'ils étaient donc proches de l'extinction au moment de l'application de la mesure de rétablissement.

Afin d'évaluer l'efficacité des mesures de rétablissement, nous avons développé un IPM à partir de plusieurs ensembles de données sur la démographie du caribou (Brooks et al., 2004 ; Schaub & Abadi, 2011 ; Schaub et al., 2007). Notre IPM a été élaboré sur la base de la structure de deux IPM antérieurs axés sur l'évaluation de l'état de la population de caribous et de sa réponse aux mesures de rétablissement (McNay et al., 2022 ; Moeller et al., 2021). Les objectifs du modèle étaient les suivants : (**1**) combiner plusieurs sources d'informations démographiques (recensements, taux démographiques) afin de produire des estimations fiables de la taille passée de la population de caribous ; (**2**) évaluer les réponses de la population aux mesures de rétablissement ; (**3**) intégrer l'incertitude provenant de chaque source d'informations démographiques dans les estimations des taux vitaux et de la taille de la population, des réponses aux mesures de rétablissement et des paramètres dérivés tels que la croissance démographique ; et (**4**) estimer la trajectoire démographique des populations de caribous en l'absence de mesures de rétablissement.

Structure du modèle

Les modèles de population **intégrés** fournissent un cadre statistique permettant de combiner et d'analyser simultanément plusieurs types de données démographiques afin d'augmenter la précision des estimations et de permettre l'estimation des paramètres et des paramètres dérivés latents sur des périodes pour lesquelles aucune donnée n'a été collectée (Besbeas et al., 2002 ; Kéry & Schaub, 2011). L'IPM consistait en un modèle de processus biologique latent pour la survie, le recrutement et l'abondance qui intégrait la variation annuelle et des sous-modèles d'observation hiérarchiques de l'espace d'état qui reliaient les données observées au processus biologique correspondant tout en tenant compte de la variance associée à l'erreur d'échantillonnage. Nous avons suivi une approche en deux étapes où les estimations ponctuelles et l'incertitude concernant la survie, le recrutement, les ratios de sexe et l'abondance ont été estimées dans la première étape, puis utilisées comme données d'entrée pour les sous-modèles de processus biologiques dans la deuxième étape. Les approches en deux étapes sont souvent utilisées pour améliorer l'efficacité des calculs et réduire la complexité des modèles, y compris pour les IPMs (McNay et al., 2022 ; Moeller et al., 2021 ; Saunders et al., 2019). Les résultats de ces modèles reproduisent fidèlement les analyses en une seule étape, et ces modèles permettent l'intégration de données historiques lorsque seules des estimations ponctuelles et des mesures de variance sont disponibles, et non des ensembles de données originaux (par exemple, Lunn et al., 2013).

Nous avons adapté les IPMs de Moeller et al. (2021) et McNay et al. (2022) pour évaluer les mesures de rétablissement. Nous avons utilisé un modèle de population de caribous structuré par âge avec deux classes, qui comprenait les petits recrutés (généralement âgés de 0,75 an) et les adultes (généralement âgés de 0,75 an et plus).

Les modèles précédents incluaient une classe d'âge juvénile, qui peut fournir des informations supplémentaires lorsque des données sur les juvéniles sont disponibles. **Cependant**, les données sur le caribou des montagnes du sud disponibles en Colombie-Britannique et en Alberta contenaient peu de détails sur la survie des juvéniles, et ceux-ci pouvaient rarement être identifiés avec précision lors des relevés aériens. Pour cette raison et afin de réduire la complexité du modèle, nous avons simplifié notre modèle en deux classes d'âge après avoir confirmé que cette simplification produisait des résultats similaires à ceux d'un modèle à trois

classes d'âge. Nous avons estimé la taille de la population de femelles uniquement en appliquant les ratios annuels entre les sexes à l'abondance totale estimée.

Les données sur la survie et le recrutement étaient spécifiques à chaque sous-population. Nous avons tenu compte de la stochasticité environnementale et de la variance d'échantillonnage en incluant un effet aléatoire pour la sous-population et l'année dans le prédicteur linéaire pour chacun de ces paramètres. Nous avons estimé une interception aléatoire pour chaque sous-population, ce qui a permis de varier les taux vitaux entre les sous-populations. Nous avons estimé les effets aléatoires annuels pour chaque écotype (sud, centre et nord COSEWIC, 2011) de manière à ce que la variation annuelle de chaque sous-population soit influencée par les données de survie et de recrutement de cette sous-population spécifique, mais aussi de l'écotype plus large dont elle fait partie. Dans un cas, celui de la sous-population Itcha-Ilgachuz, la population a presque quadruplé, puis a diminué, une dynamique qui n'a pas été observée dans les sous-populations adjacentes du même écotype. Nous avons donc inclus un quatrième effet aléatoire pour Itcha-Ilgachuz seul, afin que cette trajectoire unique n'influence pas indûment les sous-populations adjacentes ayant des trajectoires différentes. Nous avons inclus un effet pour chaque mesure de rétablissement qui était constant dans toutes les sous-populations afin d'estimer explicitement l'effet sur les taux de survie et de recrutement lorsque des mesures de rétablissement étaient appliquées. Nous avons inclus une covariable pour tenir compte de l'augmentation des taux de recrutement observée lors des enquêtes menées lorsque les veaux étaient plus jeunes (au printemps ou à l'automne) et donc moins exposés aux facteurs de mortalité que les veaux recensés plus tard dans l'année (en hiver).

Nous avons utilisé des a priori vaguement informatifs pour les estimations des taux de survie et de recrutement en utilisant une distribution normale qui couvrait généralement les valeurs écologiquement plausibles pour la moyenne de chaque paramètre. Nous avons fixé l'a priori pour la survie annuelle moyenne à 0,85 et le recrutement à 0,15. Nous avons transformé les deux valeurs en logit et créé une distribution normale avec un écart-type de 1 sur la base d'analyses démographiques antérieures de l'ensemble des populations (McNay et al., 2022 ; Wittmer, McLellan, et al., 2005). Les données sur le rapport des sexes étant rares, nous avons utilisé une distribution a priori informative basée sur tous les rapports des sexes observés lors des enquêtes, ce qui correspondait à une moyenne de 0,64 avec un écart-type de 0,12. Nous avons utilisé une distribution a priori vague pour l'estimation de l'abondance de l'année 1 pour chaque stade, en utilisant une distribution normale avec une moyenne des quatre premières années de données de comptage et une variance importante (τ = 0,001). Nous avons supposé que les adultes représentaient 85% et les petits les 15% restants du dénombrement de la première année. Nous avons précédemment évalué la sensibilité des résultats à ces valeurs de départ et avons constaté que les estimations a posteriori étaient insensibles à la variation de ces paramètres (McNay et al., 2022).

Nous avons estimé le taux d'augmentation annuel fini (λ) comme un paramètre dérivé ($\lambda_t = N_t/N_{t-1}$), où N_t était l'abondance au moment t et N_{t-1} l'abondance l'année précédente. Nous avons transformé le taux annuel λ en taux d'augmentation instantané (r) en utilisant $r = \log(\lambda)$ lors de l'évaluation des mesures de rétablissement, car r est symétrique autour de 0 et fournit des tailles d'effet symétriques pour les diminutions et les augmentations d'abondance. Cette

symétrie s'explique par le fait que r n'a pas de limite inférieure ou supérieure, tandis que λ est compris entre 0 et l'infini. Ci-après, nous rendons compte de toutes les variations de la croissance annuelle de la population sous forme de taux d'augmentation instantané (r), que nous appelons également taux de croissance de la population.

Les modèles ont été ajustés dans JAGS via R (version 4.2.0 [R Core Team, 2021]) à l'aide du package jagsUI (version 1.5.2). Nous avons exécuté chaque modèle pour 400 000 itérations avec une phase adaptative de 60 000 itérations et un taux d'éclaircissement de 90. Nous avons évalué la convergence à l'aide du diagnostic de Gelman-Rubin (r-hat), en utilisant un seuil de r-hat < 1,1, et nous avons inspecté visuellement les tracés de distribution postérieure à l'aide du package mcmcplots. Le code R et JAGS ainsi que les données sont disponibles dans Lamb (2024). Nous rapportons des intervalles de crédibilité à 90% (IC à 90%) pour tous les paramètres estimés.

Efficacité des mesures de rétablissement

Nous avons rassemblé les distributions postérieures des taux de croissance démographique pour chaque sous-population-année en vue d'un post-traitement dans R. Nous avons évalué l'influence démographique des mesures de rétablissement de trois manières : (**1**) comparaisons entre les populations afin de comparer les taux de croissance démographique entre les mesures de rétablissement et les combinaisons de mesures de rétablissement, et par rapport à une condition de référence lorsque les mesures de rétablissement n'étaient pas mises en œuvre ; (**2**) avant et après la mise en œuvre des mesures de rétablissement au sein de chaque population afin de comparer la croissance démographique avant et après le rétablissement ($\Delta r = r_{\text{after}} - r_{\text{before}}$) pour chaque population et de tenir compte des conditions locales et de la démographie ; nous avons considéré cette approche comme un test solide de l'efficacité et avons donc également inclus les réponses de survie et de recrutement aux mesures de rétablissement dans notre évaluation ; et (**3**) modélisation de l'effet moyen des mesures de rétablissement individuelles lorsqu'elles sont appliquées à une intensité de traitement standard. Nous avons partitionné la variation en utilisant les résultats du point 2 pour les mesures de rétablissement individuelles et les combinaisons de mesures de rétablissement appliquées avec une intensité de traitement standard à chaque population à l'aide d'un modèle de régression linéaire afin de partitionner les effets des mesures de rétablissement individuelles sur Δr. Nous n'avons pris en compte que les réponses démographiques des sous-populations de caribous pendant les années où l'abondance était supérieure au seuil d'extinction fonctionnelle en raison de la démographie instable lorsque les populations deviennent très petites.

Harding et al. (2020) ont proposé que la tendance démographique et l'efficacité des mesures de rétablissement puissent varier selon l'écotype. **En outre**, Wilson et al. (2021) ont noté une influence potentielle du biais de sélection, le choix des sous-populations pouvant avoir influencé les conclusions de Serrouya et al. (2019). Afin de vérifier si l'efficacité différait selon l'écotype, nous avons évalué l'efficacité avant-après des mesures de rétablissement par écotype, ainsi que la variation partitionnée de chaque mesure de rétablissement, tout en incluant l'écotype comme effet fixe (Annexe Si : section S4). Les **écotypes** de caribous ont été définis ailleurs à l'aide de deux approches distinctes, l'une basée sur les consommateurs de lichens arboricoles par opposition aux consommateurs principalement terrestres (deux

groupes Heard & Vagt, 1998 ; Stevenson & Hatler, 1985]) et l'autre basée sur les adaptations comportementales, la distinction écologique et les preuves génétiques trois groupes, ci-après Environnement et Changement climatique Canada ECCC] **écotype** de rétablissement [COSEPAC, 2011]). Nous avons donc évalué les deux définitions de **l'écotype** afin d'évaluer plus en détail si les résultats étaient sensibles à la manière dont l'écotype était défini. Les écotypes de rétablissement d'ECCC ont été utilisés par Harding et al. (2020) pour délimiter l'écotype dans leur critique. **De plus**, afin de minimiser les préoccupations relatives au biais de sélection, nous avons inclus des sous-populations dans une analyse complète avant-après-contrôle-impact (BACI) avec des contrôles appariés dans le temps et dans l'espace pour chaque population faisant l'objet d'une mesure de rétablissement au sein du même écotype (Annexe S1 : Section 4).

Effets des mesures de rétablissement sur la population

Afin d'évaluer l'effet global des mesures de rétablissement pour le caribou des montagnes du Sud, nous avons projeté une situation contrefactuelle dans laquelle les mesures de rétablissement n'étaient pas mises en œuvre et la population continuait sur une trajectoire non atténuée. Pour chaque sous-population ayant bénéficié d'une mesure de rétablissement, nous avons calculé la moyenne des taux de survie et de recrutement sur les 10 années précédant la mise en œuvre des mesures de rétablissement.

Nous avons choisi une période de 10 ans, car elle fournissait suffisamment de données pour obtenir des taux vitaux raisonnablement précis, tout en fournissant des taux temporellement pertinents permettant de projeter le scénario contrefactuel. Nous avons utilisé ces taux vitaux moyens pour projeter la population dans le temps comme si les mesures de rétablissement n'avaient pas été mises en œuvre. Nous avons comparé le nombre total de caribous (pour le scénario contrefactuel et tel qu'observé avec les mesures de rétablissement) qui seraient présents en 2023.

RESULTATS

Données

Nous avons compilé toutes les données démographiques disponibles provenant de 40 des 41 sous-populations de caribous des montagnes du Sud recueillies entre 1973 et 2023 (Figure 1). La seule population manquante, celle de Scott West, n'a pas fait l'objet d'un suivi rigoureux et n'a donc pas été incluse dans le PGI ; **toutefois**, il a été confirmé en 2017 que cette population avait disparu sur le plan fonctionnel (Sittler & McNay, 2017). Les données démographiques disponibles pour le caribou des montagnes du Sud comprenaient 501 années-population d'estimations d'abondance (n = 424 estimations corrigées en fonction de la visibilité, n = 77 dénombrements minimaux), 589 années-populations d'estimations de recrutement et 556 années-populations de taux de survie estimés à partir des données connues sur le sort de 1 583 caribous équipés d'un collier émetteur et surveillés pendant 4 266 années-animaux, avec 604 décès enregistrés. Au total, 179 années-populations d'estimations de visibilité ont été recueillies, et 33 des 40 sous-populations avaient au moins une estimation de visibilité.

Des mesures de rétablissement ont été appliquées pendant 344 années-population pour 25 sous-populations entre 1988 et 2023, la plupart des mesures ayant été appliquées après 2004 (n = 297 années-population, Figure 2). Plusieurs mesures de rétablissement ont été

appliquées simultanément à une sous-population pendant 62 années-population (Figure 2). Des mesures de rétablissement ont été appliquées avec une faible intensité pendant 55 années-population. Des réductions du nombre de loups ont été appliquées à 22 sous-populations sur 121 années-population entre 2002 et 2023. Les 21 sous-populations ont fait l'objet de réductions du nombre de loups (n = 1986 loups éliminés), tandis que deux sous-populations ont également fait l'objet de réductions du nombre de couguars, bien que peu de couguars aient été éliminés (n = 20, voir Annexe S1 : Tableau S2). La **stérilisation** des loups a été tentée pour **deux** sous-populations, parallèlement à des réductions du nombre de loups sur 22 années-population entre 2002 et 2012. L'abondance des orignaux a été réduite pour cinq sous-populations, sur une période de 80 années-populations entre 2005 et 2023. L'alimentation supplémentaire n'a été tentée que pour la sous-population de Kennedy Siding et s'est étendue sur 9 ans entre 2015 et 2023. L'alimentation n'a été appliquée de manière isolée qu'en 2015 ; les années suivantes ont également inclus des réductions de loups.

L'enfermement des mères a été appliqué à trois sous-populations sur une période de 15 années-population entre 2015 et 2023. L'enfermement des mères n'a jamais été appliqué de manière isolée, mais plutôt associé à des réductions du nombre de loups et d'orignaux et, de par sa conception, comprenait une alimentation supplémentaire. **Enfin**, quatre sous-populations ont fait l'objet de multiples translocations de caribous entre 1984 et 2012, qui se sont déroulées sur une période de 1 à 6 ans pour chaque sous-population. Ces translocations avaient pour but d'augmenter l'abondance et de soutenir les taux démographiques et auraient donc pu avoir un impact démographique sur ces sous-populations pendant 99 années-population après la translocation. Un tableau complet des types de mesures de rétablissement et de leur calendrier par sous-population est fourni à l'Annexe SI : Figure S1.

Modèle démographique intégré

Nous avons estimé les changements démographiques annuels pour 40 sous-populations de caribous des montagnes du sud à l'aide du MIP (Figure 2). Bien que les premières données démographiques utilisées dans le modèle IPM aient été collectées en 1973, la collecte de données pour la plupart (>50%) des sous-populations a commencé après 1991. Nous fournissons des estimations pour chaque sous-population pour l'ensemble de la période (1973-2023) et indiquons quelle partie de cette période est étayée par des données démographiques et quelle partie est principalement étayée par des a priori et des paramètres partagés avec les sous-populations adjacentes (Figure 2). Nous résumons la taille de la population totale de caribous des montagnes du sud (Figure 1) entre 1991 et 2023 afin de couvrir la période pour laquelle la plupart des sous-populations disposaient de données démographiques. En 1991, la population totale de caribous des montagnes du sud était estimée à 9 639 (8 507-10 953) caribous. En 2023, la population avait diminué pour atteindre 4 727 (4 240-5 280) individus. **Ainsi**, entre 1991 et 2023, la population a diminué de 51% (Figure 1). Nous fournissons des estimations de la taille de la population pour chaque groupe de caribous dans l'annexe S1 : section S5.

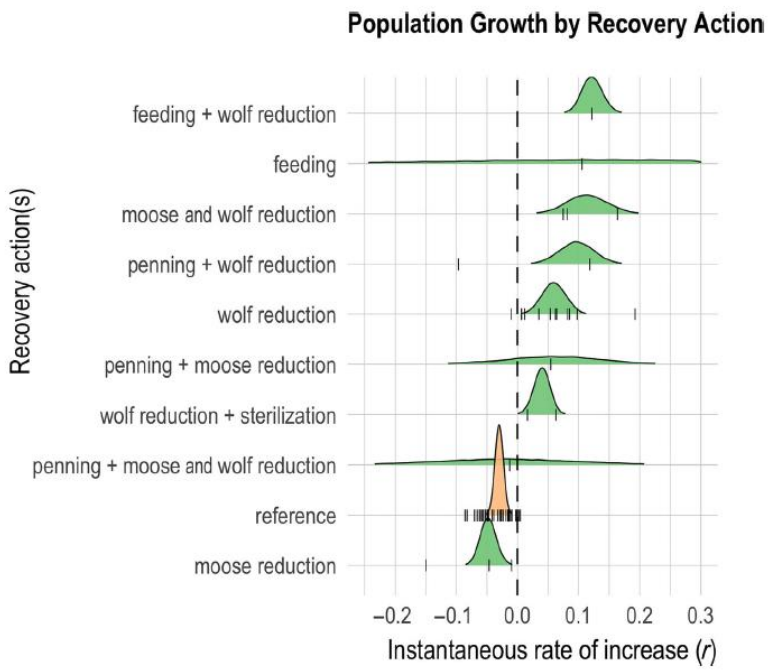

FIGURE 3. Distribution postérieure du taux d'augmentation instantané annuel estimé (r) à partir du modèle de population intégré pour chaque mesure ou combinaison de mesures de rétablissement du caribou des montagnes du Sud. La condition de référence a été estimée à partir des années-troupeau où aucune mesure de rétablissement n'a été appliquée. Les graphiques en tapis au bas des distributions montrent le taux de croissance moyen pour chaque sous-population à laquelle la mesure de rétablissement a été appliquée

Efficacité des mesures de rétablissement

Les mesures de rétablissement ont permis d'augmenter l'abondance des sous-populations de caribous en déclin dans la plupart des cas (Figure 3). Trente et une mesures de rétablissement ont été appliquées à des sous-populations (combinaisons sous-population-traitement), et 26 d'entre elles ont entraîné des changements médians positifs dans la trajectoire de la sous-population ($\Delta r > 0$). Bien que les translocations aient initialement augmenté la taille de la population et ralenti temporairement son déclin, aucune augmentation détectable de la croissance des sous-populations n'a été observée dans les années qui ont suivi l'augmentation (Δr = 0,02 [-0,03 à 0,08, IC à 90%]). À l'exception de la réduction du nombre d'orignaux appliquée isolément (qui semblait avoir une faible efficacité) et de l'enfermement des mères avec réduction du nombre d'orignaux et de loups (qui avait un échantillon de petite taille, population-années = 2), les mesures de rétablissement ont augmenté le taux de croissance des sous-populations de caribous de 7% à 16% par rapport à leur trajectoire avant les mesures de rétablissement (Tableau 1). Les IC des mesures de rétablissement qui ont considérablement augmenté les taux de croissance chevauchaient largement 0 pour l'alimentation, l'enfermement avec réduction du nombre d'orignaux et l'enfermement avec réduction du nombre d'orignaux et de loups, qui avaient tous une petite taille d'échantillon (population-années <3). Les IC à 90% de la réduction du nombre de loups appliquée isolément et de la combinaison de la réduction du nombre de loups avec l'enfermement des mères, l'alimentation, la réduction du nombre d'orignaux ou la stérilisation des loups ne chevauchaient pas 0 (Tableau 1). Par exemple, la réduction isolée du nombre de loups a augmenté la croissance de la population de 0,08 (0,02-0,13, IC à 90%), tandis que l'échantillon limité d'une sous-population ayant bénéficié d'une réduction du nombre de loups combinée à un programme d'alimentation a vu sa croissance augmenter de 0,14 (0,09-0,20, IC à 90%) (Figure 4). Lorsque la réduction du nombre de loups était associée à l'alimentation ou à l'enfermement des mères, la réponse des taux de croissance des caribous était plus bénéfique

que lorsque la réduction du nombre de loups était appliquée isolément (Figures 3 et 4). Même de petites augmentations de la croissance démographique obtenues grâce à l'application simultanée de plusieurs mesures de rétablissement ont entraîné une forte augmentation de la taille totale de la population en raison d'une croissance exponentielle (Figure 5).

TABLEAU 1. Estimations postérieures de la variation moyenne du taux d'accroissement instantané annuel (Δr) du caribou des montagnes du Sud à la suite des mesures de rétablissement, avec des intervalles de crédibilité de 90%

Recovery action	Δr
Penning + wolf reduction	0.16 [0.12 to 0.2]
Feeding	0.15 [−0.27 to 0.49]
Feeding + wolf reduction	0.14 [0.09 to 0.2]
Moose and wolf reduction	0.11 [0.04 to 0.18]
Penning + moose reduction	0.07 [−0.17 to 0.30]
Wolf reduction	0.08 [0.02 to 0.13]
Wolf reduction + sterilization	0.07 [0.01 to 0.13]
Penning + moose and wolf reduction	−0.01 [−0.2 to 0.2]
Moose reduction	−0.04 [−0.1 to 0.01]

Nous avons réparti les effets des mesures de rétablissement individuelles appliquées à une intensité standard à l'aide de modèles linéaires. Les résultats de cette analyse ont indiqué que la réduction du nombre de loups, la mise en enclos et le nourrissage étaient les mesures les plus efficaces, bien que l'effet du nourrissage ait été imprécis (Figure 5). En supposant que les effets étaient additifs (c'est-à-dire que, lorsqu'elles étaient combinées, les mesures de rétablissement individuelles s'additionnaient pour créer l'effet final), les estimations de la réponse moyenne partitionnée suggéraient que *r* augmentait de 0,10 (0,03-0,17, IC à 90%) avec la réduction du nombre de loups seule, de 0,10 (-0,14 à 0,31) avec l'alimentation seule et de 0,08 (0,00-0,17) avec l'enfermement seul. La stérilisation des loups et la réduction du nombre d'orignaux ont été moins efficaces (*r* = -0,01 - 0,10 à 0,06] et 0,03 [-0,03 à 0,08], respectivement).

Nous avons évalué la robustesse de nos résultats en examinant d'autres approches analytiques et en répondant aux critiques passées concernant les anomalies statistiques, les biais de sélection et les facteurs de confusion environnementaux. Nous avons utilisé deux méthodes supplémentaires pour évaluer nos résultats : (**1**) une approche BACI, **stratifiée par écotype** de caribou, afin de déterminer l'efficacité avec des contrôles appariés dans le temps et l'espace ; et (**2**) l'inclusion de l'écotype de caribou dans les analyses d'effets partitionnés. Bien que nous décrivions brièvement les résultats de ces analyses, nous n'avons trouvé aucune raison convaincante d'inclure ces approches plus complexes dans le manuscrit principal et les présentons plutôt en détail dans l'Annexe S1 : section S4. L'analyse BACI **stratifiée par écotype** a produit des estimations de l'efficacité des mesures de rétablissement similaires à celles des estimations d'efficacité avant-après. En fait, certains effets étaient légèrement plus forts et, dans l'ensemble, aucune des différences n'était importante ou ne suggérait d'autres conclusions à partir des données. Nous avons donc conservé l'approche avant-après plus simple, avec ses effets plus conservateurs, qui n'inclut pas les contrôles écotypes ou spatio-temporels. Les modèles d'effets partitionnés avec écotype n'ont pas montré d'influence forte de l'écotype, probablement en raison de la taille limitée des échantillons disponibles pour partitionner l'efficacité par mesure de rétablissement et écotype. Par exemple, pour l'effet

fixe de l'écotype (tel que défini par le COSEPAC [2011]), l'effet du groupe nord a été estimé à 0,02 (-0,09 à 0,11) et celui du groupe sud à -0,04 (-0,14 à 0,07) par rapport au groupe central. Ces résultats suggèrent que les changements dans le taux de croissance de la population à la suite des mesures de rétablissement n'ont pas été bien expliqués par l'écotype ou, à tout le moins, que l'effet était incertain étant donné la couverture substantielle de zéro (aucun effet) des paramètres.

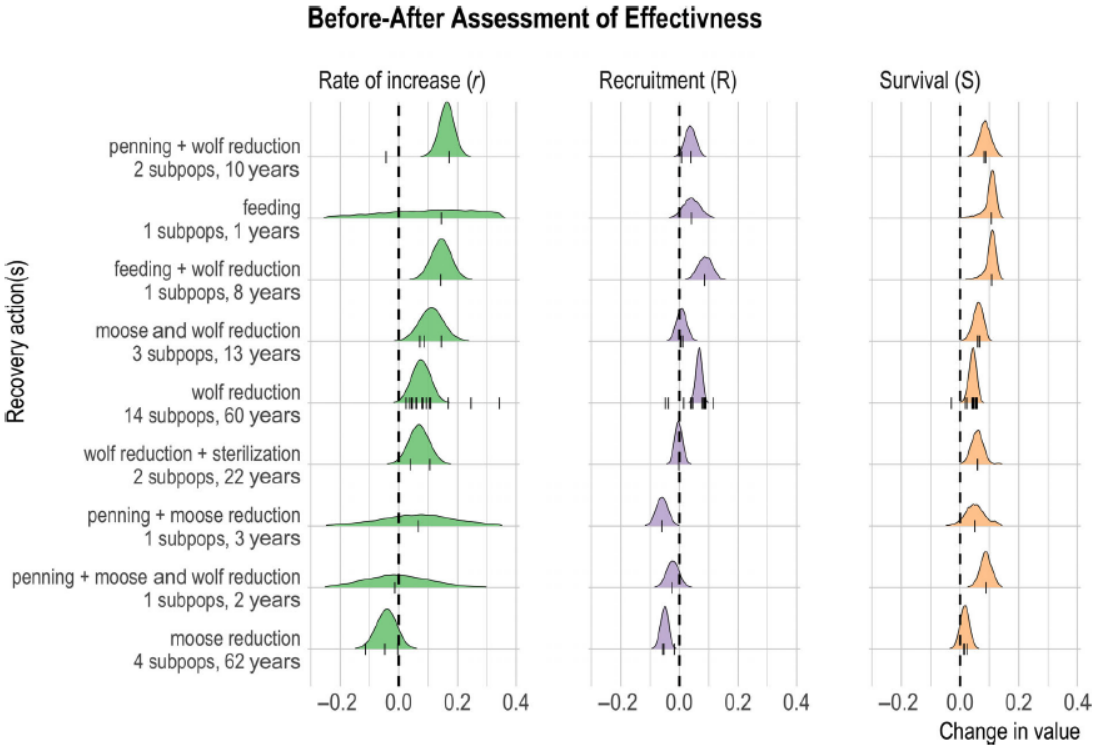

FIGURE 4. Distributions postérieures des variations des taux vitaux annuels (après les mesures de rétablissement moins avant) tirées du modèle de population intégré pour chaque mesure de rétablissement du caribou des montagnes du Sud. Les graphiques en tapis au bas des distributions montrent la variation moyenne du taux pour chaque sous-population à laquelle la mesure de rétablissement a été appliquée

Comparaison avec des simulations sans mesures de rétablissement

En 2023, il y avait 1 548 (1 175-1 942, IC à 90%) caribous de plus au sein de la population menacée de caribous des montagnes du sud grâce à la mise en œuvre de mesures de rétablissement (Figure 1). Les mesures de rétablissement ont permis d'augmenter la population grâce au recrutement de 1 552 (1 140-1 934, IC à 90%) petits supplémentaires et à l'augmentation de la survie des femelles adultes.

DISCUSSION

Au cours des cinquante dernières années, l'abondance du caribou des montagnes du Sud a diminué de plus de 50%, mais les mesures de rétablissement ont contribué à **stimuler** la croissance démographique de nombreuses sous-populations. Avant ces mesures, le taux de croissance intrinsèque des sous-populations de caribous des montagnes du Sud était inférieur à 0, et les IC ne chevauchaient pas 0. Cela signifie que sans les mesures de rétablissement observées, de nombreuses sous-populations de caribous des montagnes du Sud auraient été sur une trajectoire incontestable vers l'extinction.

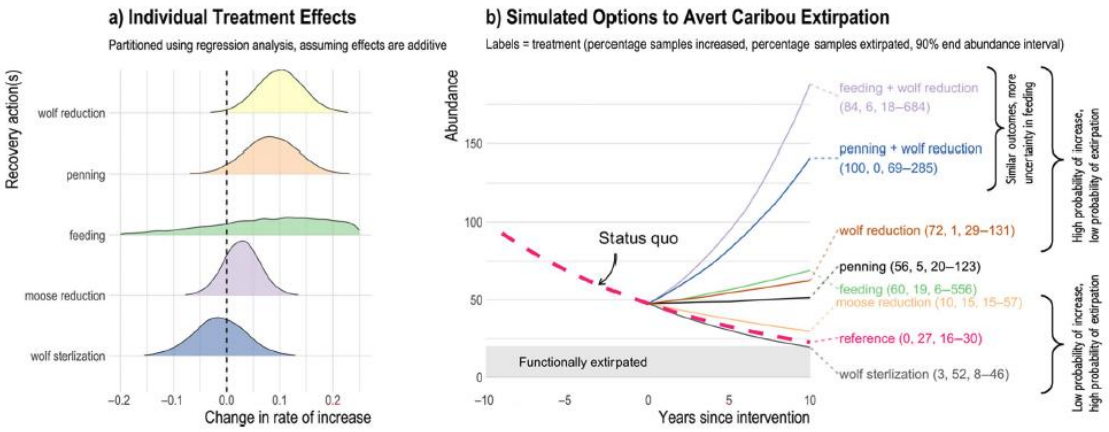

FIGURE 5. (**a**) Efficacité des mesures individuelles de rétablissement du caribou des montagnes du Sud à une intensité d'application standard, évaluée à l'aide de modèles linéaires généralisés, et (**b**) résultats simulés de chaque mesure de rétablissement par rapport à un scénario de statu quo (aucune mesure de rétablissement). Seules les réductions du nombre de loups et d'orignaux ont été appliquées de manière isolée à plusieurs sous-populations et sur plusieurs années. Le reste des estimations provient principalement de la séparation des effets individuels des mesures combinées appliquées simultanément et de l'hypothèse que ces effets étaient additifs. Il convient de noter que les combinaisons de mesures de rétablissement permettent d'obtenir des abondances supérieures à la somme des effets individuels en raison des effets de la croissance exponentielle, de sorte que de petites augmentations de la croissance démographique peuvent se traduire par des rendements importants en termes d'abondance à long terme

En effet, de nombreuses sous-populations étaient en déclin et ont disparu avant que ces mesures de rétablissement ne soient mises en place. **Cependant**, la mise en œuvre de mesures de rétablissement, en particulier la réduction du nombre de loups et la réduction du nombre de loups combinée à d'autres mesures, a augmenté l'abondance des caribous des montagnes du Sud de plus de 1 500 individus. En d'autres termes, les mesures de rétablissement ont permis d'ajouter environ 52% de caribous des montagnes du Sud supplémentaires au paysage actuel par rapport à ce qui se serait probablement produit sans intervention. Nos travaux démontrent que de multiples mesures de rétablissement des populations peuvent contribuer au rétablissement des caribous et éviter leur extinction pendant que la protection et la restauration de leur habitat sont en cours.

Notre IPM a combiné plusieurs ensembles de données, parfois disparates, d'une manière statistiquement rigoureuse afin de fournir des résultats cohérents (Schaub & Abadi, 2011). Aucune source unique de données démographiques ne peut toujours fournir un compte rendu complet et impartial de la taille et de l'évolution de la population, et chaque type de données démographiques présente des degrés de précision variables. Par exemple, lorsque les populations déclinent, il est possible d'obtenir des décomptes précis, mais il devient difficile d'estimer avec précision le taux de survie lorsque peu d'animaux sont surveillés. En intégrant plusieurs sources de données démographiques dans le cadre de l'IPM, nous avons utilisé efficacement toutes les données disponibles, inclus et propagé de manière transparente les incertitudes, et fourni des résultats intégrés basés sur les informations fournies par chaque ensemble de données.

Nos résultats renforcent le paradigme central du rétablissement du caribou des montagnes du sud : il est nécessaire de réduire la mortalité élevée due aux prédateurs résultant de la perte d'habitat causée par l'homme. Du point de vue de la restauration basée sur les processus (Ford, 2021), un paysage de caribous est restauré lorsque les taux de mortalité causés par les prédateurs permettent la persistance des caribous. Cette condition résulte d'une diminution des rencontres entre les loups et les caribous, due à la diminution du nombre de loups, ou

d'un accès réduit des loups à l'habitat des caribous. **En effet**, la réduction du nombre de loups a joué un rôle central dans les efforts de rétablissement menés par les provinces et les communautés autochtones (Lamb et al., 2022) et a contribué à enrayer le déclin des populations de caribous (Hervieux et al., 2014 ; McNay et al., 2022). Bien que la réduction du nombre de prédateurs ne soit pas une panacée pour toutes les espèces ou toutes les situations (Clark & Hebblewhite, 2021), la réduction du nombre de prédateurs afin de protéger les espèces touchées par une concurrence apparente est considérée comme la stratégie de conservation la plus appropriée (revue dans Wittmer et al., 2013). De nombreuses espèces menacées ont bénéficié de la réduction des effets limitants de la prédation, comme l'augmentation de l'abondance des renards des îles Channel, une espèce en voie de disparition, après l'élimination des aigles (Coonan et al., 2014), l'augmentation du succès de reproduction, du succès de l'envol et des populations reproductrices de plusieurs espèces d'oiseaux vulnérables après la réduction des prédateurs (Smith et al., 2010), et l'augmentation de l'abondance des lézards en danger critique d'extinction après l'élimination des mammifères prédateurs introduits (Reardon et al., 2012).

Nos résultats montrent que la réduction du nombre de loups a à elle seule augmenté le taux de croissance des sous-populations de caribous des montagnes du sud d'environ 11% avec une intensité d'application standard, ce qui a permis de stabiliser ou d'augmenter l'abondance de la plupart des sous-populations en déclin où cette mesure de rétablissement a été appliquée. **De plus**, nos résultats corroborent ceux de Serrouya et al. (2019), selon lesquels le fait de **combiner** la réduction du nombre de loups avec des mesures de rétablissement supplémentaires, en particulier l'alimentation (essai unique à Kennedy Siding - réduction du nombre de loups et alimentation) et l'enfermement des mères (Klinse-Za - réduction du nombre de loups et enfermement), a encore augmenté les taux de croissance de la population (Heard & Zimmerman, 2021 ; McNay et al., 2022). Les sous-populations de Kennedy Siding et de Klinse-Za sont passées d'un déclin d'environ 3 à 5% par an à une augmentation de 12% par an.

Il est essentiel de maintenir les caribous à l'état sauvage afin de garantir que le développement et la mise en œuvre de mesures de conservation et de restauration de l'habitat (par exemple, Lamb et al., 2022) permettront à terme de créer les conditions écologiques dont les caribous ont besoin (c'est-à-dire une faible densité de prédateurs) pour maintenir des populations autonomes et recoloniser les zones où ils ont disparu.

Les réactions démographiques positives à la réduction de l'abondance des loups confirment encore davantage les preuves selon lesquelles la prédation élevée est à l'origine du déclin des populations des montagnes du sud (Hebblewhite et al., 2007 ; Hervieux et al., 2014 ; McNay et al., 2022 ; Seip, 1992 ; Serrouya et al., 2019 ; Wittmer, McLellan, et al., 2005 ; Wittmer, Sinclair, & McLellan, 2005). La réduction de l'abondance des loups a permis aux populations de caribous de croître même dans des habitats très perturbés et dans le contexte du changement climatique actuel (Figure 2).

Nous notons que les grizzlis, les ours noirs, les coyotes, les carcajous et les couguars (à l'exception des cas mentionnés dans la section « Matériel et méthodes ») n'ont pas fait l'objet de mesures de réduction de leur population dans le cadre des actions de rétablissement du

caribou, même si ces espèces sont connues pour s'attaquer aux caribous adultes et, en particulier, aux petits (Apps et al., 2013 ; Gustine et al., 2006 ; McNay et al., 2022).

Les effets de certaines mesures de rétablissement ont donc pu être atténués par la prédation continue des caribous par des espèces autres que le loup. Par exemple, à Klinse-Za, la prédation des ours et des gloutons sur les petits et les caribous adultes a réduit la croissance de la population, mais celle-ci a tout de même triplé grâce à la réduction du nombre de loups et à l'enfermement des mères (McNay et al., 2022). Les populations de caribous dans les zones moins perturbées du nord de la Colombie-Britannique et de l'Alaska sont importantes et considérées comme autosuffisantes, bien que les données soient limitées dans de nombreux endroits (Cichowski et al., 2022). Les caribous de ces populations nordiques sont souvent consommés par les mêmes prédateurs qui causent le déclin des caribous des montagnes du sud (Adams et al., 1995 ; Gustine et al., 2006 ; Young & McCabe, 1997), ce qui indique que les caribous peuvent être autosuffisants dans des conditions de prédation naturelles, mais pas dans des conditions de prédation élevée **associées à la perte d'habitat** causée par l'homme (Cichowski et al., 2022).

Des enclos maternels ont été mis en place dans trois sous-populations (Klinse-Za, Nakusp et Columbia North) de caribous des montagnes du sud, mais jamais de manière isolée. Les enclos semblent avoir contribué à l'augmentation du taux de survie des petits et à la croissance de la population, en particulier à Klinse-Za, où ils ont représenté environ un tiers de la croissance observée (McNay et al., 2022). L'enclos de Nakusp n'a fonctionné que pendant une seule année (avril-juillet 2022) au cours de notre étude. Les premiers résultats ont montré que l'enclos avait probablement augmenté la survie des petits, mais la prédation des femelles adultes à l'extérieur de l'enclos a entraîné un déclin continu de la population en 2022-2023. Dans le nord de la Colombie, l'enclos a doublé la survie des petits, mais n'a eu aucun effet positif sur la croissance de la population, car il n'a jamais été agrandi pour accueillir suffisamment de femelles adultes afin d'influer sur la croissance de la population et a entraîné une mortalité élevée des caribous adultes à l'intérieur de l'enclos, probablement en raison de l'emplacement des enclos à une altitude inférieure à celle de l'habitat typique de mise bas (Serrouya, Bollefer, et al., 2021). Les résultats obtenus dans l'enclos maternel de Chisana, sur le versant Est des montagnes Wrangell et St. Elias, dans le Yukon Canadien (2003-2008), ont rencontré des difficultés similaires (Adams et al., 2019).

L'enclos maternel de Chisana a réussi à tripler le taux de survie des petits, mais l'effet global sur la population a été limité en raison de la faible proportion de la population enfermée dans l'enclos. Les résultats des projets Klinse-Za, Nakusp, Columbia North et Chisana suggèrent que l'emplacement de l'enclos, la **proportion** de la population enfermée, le risque de prédation à l'extérieur de l'enclos et les pratiques d'élevage ont tous une incidence sur l'efficacité des enclos maternels.

Nos simulations montrent que la combinaison de mesures de rétablissement peut augmenter les petites sous-populations en déclin rapide. Par exemple, en partant d'une sous-population en déclin de 50 caribous, nous avons estimé que la mise en enclos des femelles et la réduction du nombre de loups ont augmenté l'abondance des caribous d'environ 10% en 10 ans, et que la réduction du nombre de loups à elle seule augmenterait probablement la sous-population de 32% dans le même laps de temps (Figure 5). **En revanche**, si le statu quo était maintenu

pour cette sous-population hypothétique en déclin, la population serait fonctionnellement éteinte dans les 10 ans. La combinaison de mesures de rétablissement peut augmenter l'abondance des caribous plus rapidement que des mesures de rétablissement isolées, en grande partie grâce à une croissance exponentielle qui se traduit par un rendement important en termes d'abondance, même avec de faibles augmentations de la croissance démographique positive.

L'alimentation complémentaire n'a été appliquée de manière isolée que pendant un an à une seule population, nous disposions donc de preuves limitées que l'apport nutritionnel supplémentaire augmentait les taux de croissance de la population de caribous. D'autres essais d'alimentation sont nécessaires pour confirmer l'efficacité et la viabilité de l'alimentation complémentaire en tant que mesure de rétablissement. L'essai d'alimentation rapporté ici a été mené sur la population de caribous de Kennedy Siding, qui est relativement petite (n = 50-100 animaux) et unique en ce sens que toute la sous-population utilise un territoire hivernal précoce d'environ 3 000 ha accessible par la route, ce qui rend l'alimentation pratique.

Il serait probablement peu pratique de fournir une alimentation supplémentaire sur de vastes territoires où les caribous sont plus nombreux et où les domaines vitaux sont plus dispersés. Il est également important de tenir compte du fait que le nourrissage supplémentaire pourrait concentrer les caribous et augmenter les contacts étroits entre les individus, ce qui pourrait avoir des implications en termes de vulnérabilité à la prédation et à la transmission de maladies, en particulier la maladie débilitante chronique (Arifin et al., 2020). **Néanmoins**, la réponse démographique positive observée lors de l'essai de nourrissage de Kennedy Siding suggère que la supplémentation nutritionnelle mérite d'être étudiée plus en détail, éventuellement par le biais de réplications supplémentaires lorsque cela est possible.

L'évaluation des limitations nutritionnelles potentielles en tant que facteur influençant le déclin du caribou des montagnes du sud nécessiterait, dans un premier temps, de comprendre les changements éventuels de la quantité et/ou de la qualité du fourrage au cours de la période de plusieurs décennies qui coïncide avec le déclin observé du caribou, en particulier pendant le déclin marqué du caribou des montagnes du sud au début des années 2000. Des recherches ont montré que le fourrage hivernal ne limite pas l'abondance des caribous (McLellan et al., 2012 ; Wittmer, McLellan, et al., 2005) ; **cependant**, d'autres ont soulevé la possibilité que la disponibilité ou l'accès au fourrage estival/automnal ait changé (Denryter et al., 2022) et puisse être limitant (Cook et al., 2021). Les caribous échantillonnés dans les populations boréales et arctiques suggèrent que la graisse corporelle est élevée pendant l'hiver et la plus faible pendant l'été, ce qui coïncide à peu près avec la période de mortalité maximale (printemps-automne) (Cook et al., 2021). Les liens démontrés entre la nutrition et la démographie des caribous restent faibles, mais méritent des recherches supplémentaires. Des données provenant de l'ouest du Canada suggèrent que les stratégies d'alimentation des caribous peuvent accroître le chevauchement avec les prédateurs (les ours dans ce cas) et augmenter la prédation sur les caribous (Rioux et al., 2022). Un autre mécanisme nutritionnel, proposé par Heard et Zimmerman (2021), invoque la diminution de la disponibilité du fourrage due à la recherche de nourriture sensible au risque par les caribous, l'abondance accrue des prédateurs ayant eu un impact sur l'apport calorique des caribous. Ces mécanismes **hypothétiques** méritent d'être étudiés plus en détail.

La **réduction du nombre d'orignaux** visait à réduire l'abondance des loups et, par conséquent, à réduire indirectement la pression de prédation sur les caribous. L'objectif était de réduire la densité des orignaux conformément à la structure d'âge naturelle de la forêt (c'est-à-dire avant le développement industriel), lorsque les populations de caribous auraient été autosuffisantes (Serrouya et al., 2011). Les caribous des montagnes du sud n'existeraient pas aujourd'hui s'ils n'avaient pas été autosuffisants dans un régime de perturbations naturelles, qui a été largement interrompu au cours des deux derniers siècles à la suite de la colonisation Européenne de l'Amérique du Nord. La réduction des populations d'orignaux a été mise en œuvre au milieu des années 2000, à une époque où la réduction des populations de loups n'était pas largement appliquée en Colombie-Britannique, et dans des zones où les populations d'orignaux dépassaient largement les densités historiques.

Si l'on considère toutes les sous-populations de caribous où cette mesure de rétablissement a été appliquée, la réduction des populations d'orignaux, en tant que mesure de rétablissement à elle seule, n'a **pas** produit de réponse forte ou cohérente de la part des populations de caribous. Un examen plus approfondi a révélé que, sur les quatre sous-populations de caribous où elle a été appliquée, la réduction des populations d'orignaux a stabilisé le déclin d'une sous-population (Columbia North), qui était relativement importante (~150 caribous) et qui a fait l'objet d'une élimination intensive des orignaux (>70% de réduction).

La réduction du nombre d'orignaux n'a pas eu d'incidence sur la démographie des caribous dans le sud de la Colombie, probablement parce que la sous-population était trop petite lorsque la réduction a commencé (~30 caribous), et elle ne semble pas avoir fonctionné dans le nord de Hart en raison du nombre trop faible d'orignaux abattus (Serrouya et al., 2019). Au vu de ces résultats, nous ne recommandons pas de réduire le nombre d'orignaux comme mesure isolée pour rétablir la population de caribous. Il est également possible que la réduction du nombre de proies entraîne à elle seule un changement de proie, les loups pouvant alors se tourner vers les caribous pour remplacer leur proie principale, dont le nombre a diminué (Frenette, 2017). **Cependant**, les prévisions théoriques et la validation empirique suggèrent que le changement de proie est beaucoup moins susceptible de se produire si les proies principales sont réduites progressivement grâce à une gestion intentionnelle, mais lorsqu'un événement météorologique violent a soudainement réduit les **proies principales** (cerfs), un changement de proie par les prédateurs s'est produit, au **détriment** des caribous (Serrouya et al., 2015). Lorsque la réduction des populations de loups est en cours, les efforts visant à maintenir des populations stables d'espèces **proies principales** comme l'orignal et, surtout, à empêcher leur explosion démographique, devraient contribuer à la conservation et au rétablissement des caribous en limitant le rythme et l'ampleur du rétablissement annuel des populations de loups. Le gouvernement de l'Alberta applique actuellement cette approche à la stabilisation de l'orignal pour les sous-populations de caribous de Redrock-Prairie Creek, A La Peche et Little Smoky, un écotype boréal adjacent, en augmentant la chasse autorisée de l'élan, du wapiti et du cerf de Virginie.

La stabilisation des proies principales dans les parcs nationaux restera difficile en raison des possibilités de chasse limitées dans ces zones. Étant donné que l'abondance accrue des concurrents apparents est un principe central de l'hypothèse de la concurrence apparente médiée par les perturbations (Serrouya, Dickie, et al., 2021), nous recommandons la mise en

œuvre d'une approche en trois volets consistant à (**1**) conserver et rétablir immédiatement l'habitat afin de favoriser un environnement où la densité des loups et des proies principales est plus faible et qui est propice à l'autosuffisance des sous-populations de caribous à long terme, (**2**) le maintien d'une abondance stable des proies et la prévention d'une croissance explosive de leur population, et (**3**) l'atténuation de la prédation des caribous en maintenant une faible densité de loups grâce à leur réduction.

Les mesures de rétablissement ont permis d'augmenter l'abondance du caribou des montagnes du Sud de plus de 1 500 animaux, mais elles ont également suscité des critiques selon lesquelles ces approches ne constituent que des « pansements » face à la **perte continue d'habitat** (Johnson et al., 2022). Cette critique est légitime étant donné que les causes sous-jacentes du déclin des populations de caribous – la perturbation de la dynamique prédateurs-proies due à la perte d'habitat causée par l'homme – restent largement non résolues et que les conditions de l'habitat pendant la durée de cette étude n'ont pas été propices à la persistance des populations. **De plus**, la perte d'habitat continue de s'aggraver pour la plupart des sous-populations (Nagy-Reis et al., 2021), enfermant les caribous dans une situation à long terme de diminution de leur habitat, de densité élevée de prédateurs et de perturbation de la dynamique prédateurs-proies. Aujourd'hui, des concessions industrielles et des autorisations d'exploitation pour la foresterie, l'exploitation pétrolière et gazière et l'exploitation minière continuent d'être accordées à l'intérieur ou à proximité de l'habitat essentiel du caribou (Collard et al., 2020 ; Palm et al., 2020), et le rétablissement complet de ces exploitations (si/lorsque la restauration sera lancée) en un habitat propice au caribou prendra des décennies (Dalerum et al., 2007). Parallèlement, les incendies se sont également multipliés, affectant certaines zones de répartition du caribou des montagnes du Sud sans réduction proportionnelle de l'extraction industrielle des ressources, ce qui crée un régime de perturbations potentiellement additif.

Compte tenu des menaces persistantes et croissantes qui pèsent sur l'habitat du caribou, des mesures immédiates sont nécessaires pour conserver et restaurer cet habitat. Il existe des cas où des mesures de rétablissement de la population de caribous ont contribué à éviter leur extinction pendant que des mesures de conservation et de restauration de l'habitat étaient mises en place, mais ces cas sont limités. Par exemple, un programme de rétablissement mené par les Premières Nations de West Moberly et les Premières Nations de Saulteau a utilisé l'enfermement des mères et la réduction du nombre de loups pour éviter l'extinction imminente du caribou de Klinse-Za (McNay et al., 2022), tandis que le gouvernement de la Colombie-Britannique et ses partenaires ont utilisé la réduction du nombre de loups et l'alimentation pour soutenir les populations de caribous voisines (Heard & Zimmerman, 2021 ; McNay et al., 2022). Pendant la mise en œuvre de ces mesures de rétablissement, les gouvernements provincial, fédéral et autochtone ont négocié un accord visant à protéger et à restaurer 8 000 km² d'habitat du caribou (ECCC et al., 2020). Un accord historique pour le caribou et les signataires. Même dans cette situation où des engagements importants en matière de protection de l'habitat ont été pris par les trois niveaux de gouvernement, des mesures de rétablissement seront nécessaires pendant de nombreuses années jusqu'à ce que l'habitat soit restauré dans des conditions écologiques compatibles avec des populations de caribous autosuffisantes.

La **restauration de l'habitat** devrait prendre des décennies pour créer les conditions écologiques nécessaires à la persistance de la population de caribous, à savoir une faible

densité de prédateurs et de leurs proies principales. Cette vision de la restauration met l'accent sur la restauration fonctionnelle des processus qui soutiennent les populations de caribous (Ray, 2014). Les évaluations des travaux récents visant à amorcer la restauration de l'habitat ont donné des résultats mitigés, certaines études montrant une réduction de l'utilisation par les loups, d'autres non (Dickie et al., 2021, 2022 ; Keim et al., 2021 ; Tattersall et al., 2020). Il est probable que la restauration de l'habitat n'ait pas été menée à une échelle suffisante en termes d'intensité, d'espace ou de temps pour évaluer correctement son efficacité à atteindre les résultats démographiques souhaités pour le caribou. Le coût élevé et l'efficacité retardée des activités de restauration de l'habitat par rapport aux mesures de rétablissement basées sur la population ont probablement limité l'intensification de la restauration de l'habitat.

Par exemple, une analyse des options de rétablissement des populations dans la forêt boréale de la Colombie-Britannique a suggéré que la réduction du nombre de loups coûterait beaucoup moins cher (25 000 à 55 000 dollars par caribou supplémentaire) que la restauration de l'habitat (531 000 à 4 426 000 dollars par caribou supplémentaire) ou d'autres mesures de rétablissement basées sur la population, telles que la mise en enclos des mères (163 000 à 336 000 dollars par caribou supplémentaire) (Johnson et al., 2019 ; des résultats similaires ont été obtenus indépendamment par Nagy-Reis et al. [2020]). Le nourrissage à Kennedy Siding s'est avéré être une option très économique (< 10 000 dollars par caribou supplémentaire), mais il nécessite une situation unique, comme indiqué précédemment, et malgré les incertitudes liées à son efficacité. Bien que les mesures de rétablissement basées sur la population soient économiquement intéressantes en elles-mêmes, il est impératif de reconnaître le rôle fondamental de l'habitat dans le rétablissement efficace des espèces et d'investir dans la conservation et la restauration de l'habitat du caribou à plus grande échelle. Des mesures à grande échelle concernant l'habitat permettraient aux chercheurs d'évaluer les résultats démographiques pour les caribous.

La mise en œuvre et l'évaluation de la restauration de l'habitat devraient constituer un élément important de la conservation du caribou des montagnes du Sud au cours des prochaines décennies, et nous formulons des recommandations sur la manière de mettre en œuvre la restauration de l'habitat afin de fournir les données nécessaires à une évaluation de l'efficacité à l'avenir. **Premièrement**, la restauration doit se faire au niveau de la sous-population, plutôt que dans de petites zones au sein d'une sous-population, afin de permettre une évaluation à une échelle appropriée. **Deuxièmement**, la restauration doit être suffisamment étendue, de manière à ce que la plupart des caractéristiques soient restaurées dans tous les habitats du caribou et des **proies alternatives** (Serrouya et al., 2020). **Enfin**, une meilleure inférence sera possible si la taille de l'échantillon (c'est-à-dire le nombre de sous-populations) est plus importante. Idéalement, la restauration devrait donc être mise en œuvre de manière intensive et extensive dans plusieurs sous-populations candidates. En tenant compte de ces paramètres d'échantillonnage et de traitement, une évaluation de la restauration de l'habitat devrait être possible à l'avenir. Nous recommandons de cibler les sous-populations bénéficiant d'une protection suffisante du paysage afin de garantir la sécurité des investissements dans la restauration de l'habitat, ce qui permettra une évaluation appropriée des effets de la restauration sur la démographie du caribou à long terme. Les plans d'étude devront être mis en œuvre avec soin afin d'isoler les effets de la restauration de l'habitat des autres traitements (Dickie et al., 2023).

Il est peu probable qu'une approche axée uniquement sur la conservation et la restauration de l'habitat permette la survie à court terme de nombreuses sous-populations de caribous des montagnes du sud, en raison des communautés prédateurs-proies modifiées par l'homme qui persisteront pendant des décennies. **Toutefois**, une approche prudente et fondée sur des données pour le rétablissement du caribou intégrerait l'efficacité des mesures de rétablissement des populations qui augmentent la survie des femelles adultes et des petits grâce à la réduction du nombre de prédateurs, à la gestion des concurrents apparents, à la mise en enclos des mères et, éventuellement, à l'alimentation, tout en mettant l'accent sur des solutions basées sur l'habitat pour rétablir la dynamique prédateurs-proies. En nous appuyant sur les résultats de cette analyse et sur l'expérience collective des membres du groupe d'auteurs qui ont appliqué ou étudié bon nombre des mesures de rétablissement, nous suggérons que l'intensité de l'application doit être prise en compte lors de la mise en œuvre de futures mesures de rétablissement et de mesures relatives à l'habitat. Les efforts seront plus efficaces s'ils sont appliqués à une grande échelle spatiale (c'est-à-dire à l'ensemble d'une sous-population ou à plusieurs sous-populations), avec une intensité suffisante pour obtenir la réponse écologique souhaitée et à des sous-populations de taille suffisante (environ 30 animaux ou plus) qui sont moins soumises aux **effets Allee** et à la stochasticité démographique.

En fin de compte, l'objectif à long terme de cette double approche « habitat et population » est que la réduction active de la prédation ne soit plus nécessaire une fois que l'habitat du caribou et la dynamique prédateur-proie qui y est liée auront été suffisamment restaurés.

En l'absence de conservation et de restauration de l'habitat, la réduction du nombre de prédateurs serait nécessaire indéfiniment pour éviter l'extinction du caribou des montagnes du Sud. L'application de mesures efficaces de réduction des prédateurs pourrait devenir de plus en plus impraticable et non durable si les paysages continuent d'être soumis à une perte continue d'habitat du caribou. Il sera probablement difficile de parvenir à une croissance de la population de caribous face à l'augmentation constante des populations d'orignaux, de cerfs et de leurs prédateurs. **En outre**, il deviendra difficile de maintenir l'acceptabilité sociale de l'application de mesures de réduction des prédateurs en tant que mesure provisoire continue sans progrès dans la conservation et la restauration de l'habitat du caribou. Les opposants aux mesures de rétablissement visant à éviter l'extinction du caribou citent souvent la protection et la restauration de l'habitat comme seule solution. Les appels à se concentrer sur l'habitat sont louables, mais condamner les mesures provisoires de rétablissement de la population au profit de mesures axées uniquement sur l'habitat est un faux choix. Si les mesures provisoires de rétablissement sont éliminées, dans de nombreux cas, le résultat à long terme sera des paysages dépourvus de caribous des montagnes du Sud.

REFERENCES

Adams, L. G., R. Farnell, M. P. Oakley, T. S. Jung, L. L. Larocque, G. M. Lortie, J. Mclelland, M. E. Reid, G. H. Roffler, and D. E. Russell. 2019. "Evaluation of Maternal Penning to Improve Calf Survival in the Chisana Caribou Herd." *Wildlife Monographs* 204: 5–46.

Adams, L. G., F. J. Singer, and B. W. Dale. 1995. "Caribou Calf Mortality in Denali National Park, Alaska." *Journal of Wildlife Management* 59: 584–594.

Apps, C. D., B. N. McLellan, T. A. Kinley, R. Serrouya, D. R. Seip, and H. U. Wittmer. 2013. "Spatial Factors Related to Mortality and Population Decline of Endangered Mountain Caribou." *Journal of Wildlife Management* 77: 1409–19.

Arifin, M. I., A. Staskevicius, S. Y. Shim, Y.-H. Huang, H. Fenton, P. D. McLoughlin, G. Mitchell, C. I. Cullingham, and S. Gilch. 2020. "Large-Scale Prion Protein Genotyping in Canadian Caribou Populations and Potential Impact on Chronic Wasting Disease Susceptibility." *Molecular Ecology* 29: 3830–40.

Barker, K. J., E. Cole, A. Courtemanch, S. Dewey, D. Gustine, K. Mills, J. Stephenson, B. Wise, and A. D. Middleton. 2023. "Large Carnivores Avoid Humans while Prioritizing Prey Acquisition in Anthropogenic Areas." *Journal of Animal Ecology* 92: 889–900.

Barker, R. 2008. "Theory and Application of Mark—Recapture and Related Techniques to Aerial Surveys of Wildlife." *Wildlife Research* 35: 268.

Batson, W. G., I. J. Gordon, D. B. Fletcher, and A. D. Manning. 2015. "REVIEW: Translocation Tactics: A Framework to Support the IUCN Guidelines for Wildlife Translocations and Improve the Quality of Applied Methods." *Journal of Applied Ecology* 52: 1598–1607.

Bergerud, A. T., W. J. Dalton, H. Butler, L. Camps, and R. Ferguson. 2007. "Woodland Caribou Persistence and Extirpation in Relic Populations on Lake Superior." *Rangifer* 27: 57.

Besbeas, P., S. N. Freeman, B. J. T. Morgan, and E. A. Catchpole. 2002. "Integrating Mark-Recapture-Recovery and Census Data to Estimate Animal Abundance and Demographic Parameters." *Biometrics* 58: 540–47.

Brooks, S. P., R. King, and B. J. T. Morgan. 2004. "A Bayesian Approach to Combining Animal Abundance and Demographic Data." *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 515–529.

Caro, T., Z. Rowe, J. Berger, P. Wholey, and A. Dobson. 2022. "An Inconvenient Misconception: Climate Change Is Not the Principal Driver of Biodiversity Loss." *Conservation Letters* 15: e12868.

Cichowski, D., R. S. McNay, and J. C. Ray. 2022. *Caribou in Northern British Columbia: An Assessment of Range Condition and Population Status.* Prepared for the Habitat Conservation Trust Foundation, Victoria, B.C., and BC Ministry of Forests, Smithers, B.C. Wildlife Conservation Society Canada Conservation Report No. 16. Toronto, Ontario, Canada. https://doi.org/10.19121/2022.Report.44066.

Clark, T. J., and M. Hebblewhite. 2021. "Predator Control May Not Increase Ungulate Populations in the Future: A Formal Meta-Analysis." *Journal of Applied Ecology* 58: 812–824.

Collard, R., J. Dempsey, and M. Holmberg. 2020. "Extirpation Despite Regulation? Environmental Assessment and Caribou." *Conservation Science and Practice* 2: e166.

Compton, B. B., P. Zager, and G. Servheen. 1995. "Survival and Mortality of Translocated Woodland Caribou." *Wildlife Society Bulletin* 23: 490–96.

Dickie, M., A. T. Ford, R. Steenweg, and R. Serrouya. 2023. "Intervention-Forward Adaptive Management in the Face of Extinction." *Trends in Ecology & Evolution* 38: 505–6.

Dickie, M., R. S. McNay, G. D. Sutherland, G. G. Sherman, and M. Cody. 2021. "Multiple Lines of Evidence for Predator and Prey Responses to Caribou Habitat Restoration." *Biological Conservation* 256: 109032.

Dickie, M., R. Serrouya, C. DeMars, J. Cranston, and S. Boutin. 2017. "Evaluating Functional Recovery of Habitat for Threatened Woodland Caribou." *Ecosphere* 8: e01936.

Dickie, M., R. Serrouya, R. S. McNay, and S. Boutin. 2017. "Faster and Farther: Wolf Movement on Linear Features and Implications for Hunting Behaviour." *Journal of Applied Ecology* 54: 253–263.

Dickie, M., G. G. Sherman, G. D. Sutherland, R. S. McNay, and M. Cody. 2022. "Evaluating the Impact of Caribou Habitat Restoration on Predator and Prey Movement." *Conservation Biology* 37: 414004.

Dubois, S., N. Fenwick, E. A. Ryan, L. Baker, S. E. Baker, N. J. Beausoleil, S. Carter, et al. 2017. "International Consensus Principles for Ethical Wildlife Control: Principles for Ethical Wildlife Control." *Conservation Biology* 31: 753–760.

ECCC, FLNRORD, Saulteau First Nations, and West Moberly First Nations. 2020. "Intergovernmental Partnership Agreement for the Conservation of the Central Group of the Southern Mountain Caribou." 28. https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/species-risk-public-registry/conservation-agreements/intergovernmental-partnership-conservation-central-southern-mountain-caribou-2020.html.

Ehlers, L. P. W., C. J. Johnson, and D. R. Seip. 2016. "Evaluating the Influence of Anthropogenic Landscape Change on Wolf Distribution: Implications for Woodland Caribou." *Ecosphere*

Cook, J. G., A. P. Kelly, R. C. Cook, B. Culling, D. Culling, A. McLaren, N. C. Larter, and M. Watters. 2021. "Seasonal Patterns in Nutritional Condition of Caribou (*Rangifer tarandus*) in the Southern Northwest Territories and Northeastern British Columbia, Canada." *Canadian Journal of Zoology* 99: 845–858.

Coonan, T. J., V. Bakker, B. Hudgens, C. L. Boser, D. K. Garcelon, and S. A. Morrison. 2014. "On the Fast Track to Recovery: Island Foxes on the Northern Channel Islands." *Monographs of the Western North American Naturalist* 7: 373–381.

COSEWIC. 2011. *Designatable Units for Caribou (Rangifer tarandus) in Canada* 89. Ottawa: Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

Dalerum, F., S. Boutin, and J. S. Dunford. 2007. "Wildfire Effects on Home Range Size and Fidelity of Boreal Caribou in Alberta, Canada." *Canadian Journal of Zoology* 85: 26–32.

DeCesare, N. J., M. Hebblewhite, P. M. Lukacs, and D. Hervieux. 2016. "Evaluating Sources of Censoring and Truncation in Telemetry-Based Survival Data: Telemetry-Based Survival Monitoring." *The Journal of Wildlife Management* 80: 138–148.

DeMars, C. A., and S. Boutin. 2018. "Nowhere to Hide: Effects of Linear Features on Predator–Prey Dynamics in a Large Mammal System." *Journal of Animal Ecology* 87: 274–284.

Denryter, K., R. C. Cook, J. G. Cook, and K. L. Parker. 2022. "Animal-Defined Resources Reveal Nutritional Inadequacies for Woodland Caribou during Summer–Autumn." *The Journal of Wildlife Management* 86: e22161.

Service." 260–261. Interior. https://www.federalregister.gov/documents/2019/10/02/2019-20459/endangered-and-threatened-wildlife-endangered-species-status-for-southern-mountain-caribou-distinct.

Ford, A. T. 2021. "Operationalizing Process-Based Restoration for Terrestrial Communities." *Restoration Ecology* 29: e13457.

Fortin, D., F. Barnier, P. Drapeau, T. Duchesne, C. Dussault, S. Heppell, M.-C. Prima, M.-H. St-Laurent, and G. Szor. 2017. "Forest Productivity Mitigates Human Disturbance Effects on Late-Seral Prey Exposed to Apparent Competitors and Predators." *Scientific Reports* 7: 6370.

Frenette, J. 2017. *Démographie et viabilité de la population de caribous de la Gaspésie-Atlantique*. Université du Québec à Rimouski. https://semaphore.uqar.ca/id/eprint/1293/1/Jonathan_Frenette_mars2017.pdf.

Frenette, J., F. Pelletier, and M.-H. St-Laurent. 2020. "Linking Habitat, Predators and Alternative Prey to Explain Recruitment Variations of an Endangered Caribou Population." *Global Ecology and Conservation* 22: e00920.

Fryxell, J. M., T. Avgar, B. Liu, J. A. Baker, A. R. Rodgers, J. Shuter, I. D. Thompson, et al. 2020. "Anthropogenic Disturbance and Population Viability of Woodland Caribou in Ontario." *The Journal of Wildlife Management* 84: 636–650.

Geldmann, J., A. Manica, N. D. Burgess, L. Coad, and A. Balmford. 2019. "A Global-Level Assessment of the Effectiveness of Protected Areas at Resisting Anthropogenic Pressures." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116: 23209–15.

Gustine, D. D., K. L. Parker, R. J. Lay, M. P. Gillingham, and D. C. Heard. 2006. "Calf Survival of Woodland Caribou in a Multi-Predator Ecosystem." *Wildlife Monographs* 165: 1–32.

Harding, L. E., M. Bourbonnais, A. T. Cook, T. Spribille, V. Wagner, and C. Darimont. 2020. "No Statistical Support for Wolf Control and Maternal Penning as Conservation Measures for Endangered Mountain Caribou." *Biodiversity and Conservation* 29: 3051–60.

Hayes, B. 2013. *Quesnel Highland Wolf Sterilization Pilot Assessment 2012 an Independent Evaluation of the Response of Mountain Caribou* 31. Smithers: BC Fish and Wildlife Recovery Implementation.

7: e01600.

Environment and Climate Change Canada. 2018. *Imminent Threat Assessment for Southern Mountain Caribou* 65. Ottawa: Environment and Climate Change Canada.

Environment and Climate Change Canada. 2020. *Amended Recovery Strategy for the Woodland Caribou (Rangifer tarandus caribou), Boreal Population, in Canada* 157. Ottawa: Environment and Climate Change Canada.

Environment and Climate Change Canada. 2022a. "Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*), Atlantic Gaspésie Population: Amended Recovery Strategy 2022." Featured Articles. https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/species-risk-public-registry/recovery-strategies/woodland-caribou-2022.html.

Environment and Climate Change Canada. 2022b. "Habitat Disturbance Mapping for Woodland Caribou, Southern Mountain Population (*Rangifer tarandus caribou*)." Canadian Wildlife Service—Pacific Region [Unpublished data set].

Environment Canada. 2012. *Recovery Strategy for the Woodland Caribou (Rangifer tarandus caribou), Boreal Population, in Canada* 138. Ottawa: Environment Canada.

Environment Canada. 2014. *Recovery Strategy for the Woodland Caribou, Southern Mountain Population (Rangifer tarandus caribou) in Canada* 103. Ottawa: Environment Canada.

Fish and Wildlife Service. 2019. "Endangered and Threatened Wildlife; Endangered Species Status for Southern Mountain Caribou Distinct Population Segment Fish and Wildlife Policy: Linking Population Dynamics to Habitat for a Threatened Species in Canada." *Journal of Applied Ecology* 57: 1314–27.

Johnson, C. J., L. P. W. Ehlers, and D. R. Seip. 2015. "Witnessing Extinction—Cumulative Impacts across Landscapes and the Future Loss of an Evolutionarily Significant Unit of Woodland Caribou in Canada." *Biological Conservation* 186: 176–186.

Johnson, C. J., M. A. Mumma, and M. St-Laurent. 2019. "Modeling Multispecies Predator–Prey Dynamics: Predicting the Outcomes of Conservation Actions for Woodland Caribou." *Ecosphere* 10: e02622.

Johnson, C. J., J. C. Ray, and M.-H. St-Laurent. 2022. "Efficacy and Ethics of Intensive Predator Management to Save Endangered Caribou." *Conservation Science and Practice* 4: e12729.

Keim, J. L., P. D. DeWitt, S. F. Wilson, J. J. Fitzpatrick, N. S. Jenni, and S. R. Lele. 2021. "Managing Animal Movement Conserves Predator–Prey Dynamics." *Frontiers in Ecology and the Environment* 19: 379–385.

Kéry, M., and M. Schaub. 2011. "Introduction." In *Bayesian Population Analysis Using WinBUGS: A Hierarchical Perspective*, 1st ed. Boston: Academic Press.

Kinley, T. A. 2010. *Augmentation Plan for the Purcells-South Mountain Caribou Population* 51. Victoria: BC Ministry of Environment.

Lamb, C. 2024. "ctlamb/CaribouIPM_BCAB: Lamb et al. 2024 Zenodo Commit for Ecological Applications Paper v3." Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.10437005.

Lamb, C. T., R. Willson, C. Richter, N. Owens-Beek, J. Napoleon, B. Muir, S. McNay, et al. 2022. "Indigenous-Led Conservation: Pathways to Recovery for the Nearly Extirpated Klinse- Za Mountain Caribou." *Ecological Applications* 32: e2581.

Leclerc, M., C. Dussault, and M.-H. St-Laurent. 2014. "Behavioural Strategies towards Human Disturbances Explain Individual Performance in Woodland Caribou." *Oecologia* 176: 297–306.

Leech, H., D. Jelinski, L. DeGroot, and G. W. Kuzyk. 2017. "The Temporal Niche and Seasonal Differences in Predation Risk to Translocated and Resident Caribou (*Rangifer tarandus caribou*)." *Canadian Journal of Zoology* 95: 809–820.

Lunn, D., J. Barrett, M. Sweeting, and S. Thompson. 2013. "Fully

Heard, D. C., and K. L. Vagt. 1998. "Caribou in British Columbia: A 1996 Status Report." *Rangifer* 18: 117.

Heard, D. C., and K. L. Zimmerman. 2021. "Fall Supplemental Feeding Increases Population Growth Rate of an Endangered Caribou Herd." *PeerJ* 9: e10708.

Hebblewhite, M. 2017. "Billion Dollar Boreal Woodland Caribou and the Biodiversity Impacts of the Global Oil and Gas Industry." *Biological Conservation* 206: 102–111.

Hebblewhite, M., J. Whittington, M. Bradley, G. Skinner, A. Dibb, and C. White. 2007. "Conditions for Caribou Persistence in the Wolf-Elk-Caribou Systems of the Canadian Rockies." *Rangifer* 17: 79–91.

Hervieux, D., M. Hebblewhite, D. Stepnisky, M. Bacon, and S. Boutin. 2014. "Managing Wolves (*Canis lupus*) to Recover Threatened Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Alberta." *Canadian Journal of Zoology* 92: 1029–37.

Holt, R. D. 1977. "Predation, Apparent Competition, and the Structure of Prey Communities." *Theoretical Population Biology* 12: 197–229.

Johnson, C. A., G. D. Sutherland, E. Neave, M. Leblond, P. Kirby, C. Superbie, and P. D. McLoughlin. 2020. "Science to Inform 2021. "Integrating Counts, Telemetry, and Non-invasive DNA Data to Improve Demographic Monitoring of an Endangered Species." *Ecosphere* 12: e03443.

Moskowitz, D. 2019. "The Contiguous United States Just Lost its Last Wild Caribou." *Science*. https://doi.org/10.1126/science.aaw7110.

Murali, G., G. H. de Oliveira Caetano, G. Barki, S. Meiri, and U. Roll. 2022. "Emphasizing Declining Populations in the Living Planet Report." *Nature* 601: E20–E24.

Nagy-Reis, M., M. Dickie, A. M. Calvert, M. Hebblewhite, D. Hervieux, D. R. Seip, S. L. Gilbert, et al. 2021. "Habitat Loss Accelerates for the Endangered Woodland Caribou in Western Canada." *Conservation Science and Practice* 3: e437.

Nagy-Reis, M., M. Dickie, P. Sólymos, S. L. Gilbert, C. A. DeMars, R. Serrouya, and S. Boutin. 2020. "'WildLift': An Open-Source Tool to Guide Decisions for Wildlife Conservation." *Frontiers in Ecology and Evolution* 8: 564508.

Oro, D., A. Margalida, M. Carrete, R. Heredia, and J. A. Donázar. 2008. "Testing the Goodness of Supplementary Feeding to Enhance Population Viability in an Endangered Vulture." *PLoS One* 3: e4084.

Palm, E. C., S. Fluker, H. K. Nesbitt, A. L. Jacob, and M. Hebblewhite. 2020. "The Long Road to Protecting Critical Habitat for Species at Risk: The Case of Southern Mountain Woodland Caribou." *Conservation Science and Practice* 2: 219.

Parks Canada. 2022. *2017–2020 Caribou Program Progress Report Jasper National Park*. Jasper, Alberta, Canada: Jasper National Park, Parks Canada Agency.

R Core Team. 2021. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Ray, J. C. 2014. *Defining Habitat Restoration for Boreal Caribou in the Context of National Recovery* 54. Ottawa: Environment and Climate Change Canada.

Reardon, J. T., N. Whitmore, K. M. Holmes, L. M. Judd, A. D. Hutcheon, G. Norbury, and D. I. Mackenzie. 2012. "Predator Control Allows Critically Endangered Lizards to Recover on Mainland New Zealand." *New Zealand Journal of Ecology* 36: 141–150.

Bayesian Hierarchical Modelling in Two Stages, with Application to Meta-Analysis." *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* 62: 551–572.

Maxwell, S. L., V. Cazalis, N. Dudley, M. Hoffmann, A. S. L. Rodrigues, S. Stolton, P. Visconti, et al. 2020. "Area-Based Conservation in the Twenty-First Century." *Nature* 586: 217–227.

McFarlane, S., M. Manseau, R. Steenweg, D. Hervieux, T. Hegel, S. Slater, and P. J. Wilson. 2020. "An Assessment of Sampling Designs Using SCR Analyses to Estimate Abundance of Boreal Caribou." *Ecology and Evolution* 10: 11631–42.

McLellan, M., R. Serrouya, B. McLellan, K. Furk, D. Heard, and H. Wittmer. 2012. "Implications of Body Condition on the Unsustainable Predation Rates of Endangered Mountain Caribou." *Oecologia* 169: 853–860.

McNay, R. S., C. T. Lamb, L. Giguere, S. Williams, H. Martin, G. Sutherland, and M. Hebblewhite. 2022. "Demographic Responses of Nearly Extirpated Endangered Mountain Caribou to Recovery Actions in Central British Columbia." *Ecological Applications* 32: e2580.

Moeller, A. K., J. J. Nowak, L. Neufeld, M. Bradley, M. Manseau, P. Wilson, S. McFarlane, P. M. Lukacs, and M. Hebblewhite.

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., K. Bollefer, R. C. Cook, S. Gilbert, R. Gill, C. Legebokow, B. Macbeth, H. Schwantje, and C. Thacker. 2021. "Revelstoke Caribou Rearing in the Wild Final Report." 62. https://cmu.abmi.ca/wp-content/uploads/2021/11/RCRW-Final-Science-Report-Oct-2021.pdf

Serrouya, R., M. Dickie, C. DeMars, M. J. Wittmann, and S. Boutin. 2020. "Predicting the Effects of Restoring Linear Features on Woodland Caribou Populations." *Ecological Modelling* 416: 108891.

Serrouya, R., M. Dickie, C. Lamb, H. van Oort, A. P. Kelly, C. DeMars, P. D. McLoughlin, et al. 2021. "Trophic Consequences of Terrestrial Eutrophication for a Threatened Ungulate." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 288: 20202811.

Serrouya, R., B. N. McLellan, S. Boutin, D. R. Seip, and S. E. Nielsen. 2011. "Developing a Population Target for an Overabundant Ungulate for Ecosystem Restoration." *Journal of Applied Ecology* 48: 935–942.

Serrouya, R., B. N. McLellan, H. van Oort, G. Mowat, and S. Boutin. 2017. "Experimental Moose Reduction Lowers Wolf Density and Stops Decline of Endangered Caribou." *PeerJ* 5: e3736.

Serrouya, R., D. R. Seip, D. Hervieux, B. N. McLellan, R. S. McNay, R. Steenweg, D. C. Heard, M. Hebblewhite, M. Gillingham, and S. Boutin. 2019. "Saving Endangered Species Using Adaptive Management." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116: 6181–86.

Serrouya, R., M. J. Wittmann, B. N. McLellan, H. U. Wittmer, and S. Boutin. 2015. "Using Predator-Prey Theory to Predict Outcomes of Broadscale Experiments to Reduce Apparent Competition." *The American Naturalist* 185: 665–679.

Shea, K. 1998. "Management of Populations in Conservation, Harvesting and Control." *Trends in Ecology & Evolution* 13: 371–75.

Reynolds, J. C., and S. C. Tapper. 1996. "Control of Mammalian Predators in Game Management and Conservation." *Mammal Review* 26: 127–155.

Rioux, È., F. Pelletier, and M.-H. St-Laurent. 2022. "Trophic Niche Partitioning between Two Prey and their Incidental Predators Revealed Various Threats for an Endangered Species." *Ecology and Evolution* 12: e8742.

Saunders, S. P., M. T. Farr, A. D. Wright, C. A. Bahlai, J. W. Ribeiro, Jr., S. Rossman, A. L. Sussman, T. W. Arnold, and E. F. Zipkin. 2019. "Disentangling Data Discrepancies with Integrated Population Models." *Ecology* 100: e02714.

Schaub, M., and F. Abadi. 2011. "Integrated Population Models: A Novel Analysis Framework for Deeper Insights into Population Dynamics." *Journal of Ornithology* 152: 227–237.

Schaub, M., O. Gimenez, A. Sierro, and R. Arlettaz. 2007. "Use of Integrated Modeling to Enhance Estimates of Population Dynamics Obtained from Limited Data." *Conservation Biology* 21: 945–955.

Schrott, G. R., K. A. With, and A. W. King. 2005. "Demographic Limitations of the Ability of Habitat Restoration to Rescue Declining Populations." *Conservation Biology* 19: 1181–93.

Walters, C. J., and C. S. Holling. 1990. "Large-Scale Management Experiments and Learning by Doing." *Ecology* 71: 2060–68.

Warren, C. D., J. M. Peek, G. L. Servheen, and P. Zager. 1996. "Habitat Use and Movements of Two Ecotypes of Translocated Caribou in Idaho and British Columbia." *Conservation Biology* 10: 547–553.

Williams, J. J., R. Freeman, F. Spooner, and T. Newbold. 2022. "Vertebrate Population Trends Are Influenced by Interactions between Land Use, Climatic Position, Habitat Loss and Climate Change." *Global Change Biology* 28: 797–815.

Wilson, S. F., T. D. Nudds, and A. de Vries. 2021. "A Causal Modelling Approach to Informing Woodland Caribou Conservation Policy from Observational Studies." *Biological Conservation* 264: 109370.

Wittmer, H. U., B. N. McLellan, D. R. Seip, J. A. Young, T. A. Kinley, G. S. Watts, and D. Hamilton. 2005. "Population Dynamics of the Endangered Mountain Ecotype of Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia, Canada." *Canadian Journal of Zoology* 83: 407–418.

Wittmer, H. U., R. Serrouya, L. M. Elbroch, and A. J. Marshall. 2013. "Conservation Strategies for Species Affected by Apparent Competition." *Conservation Biology* 27: 254–260.

Wittmer, H. U., A. R. E. Sinclair, and B. N. McLellan. 2005. "The Role of Predation in the Decline and Extirpation of Woodland Caribou." *Oecologia* 144: 257–267.

Sittler, K. L., and R. S. McNay. 2017. "Conservation of Caribou in the Scott West Herd Area: Year 3 Final Report:25." https://wildlifeinfometrics.com/wp-content/uploads/2018/02/Sittler_and_McNay_2017_WII_Report572_Conservation_of_Scott_West_Caribou_PEAF17W1478.pdf.

Smith, R. K., A. S. Pullin, G. B. Stewart, and W. J. Sutherland. 2010. "Effectiveness of Predator Removal for Enhancing Bird Populations." *Conservation Biology* 24: 820–29.

Stevenson, S. K., and D. F. Hatler. 1985. *Woodland Caribou and their Habitat in Southern and Central British Columbia*. Information Services Branch, Ministry of Forests. Victoria: Queen's Printer Publications.

St-Laurent, M.-H., Y. Boulanger, D. Cyr, F. Manka, P. Drapeau, and S. Gauthier. 2022. "Lowering the Rate of Timber Harvesting to Mitigate Impacts of Climate Change on Boreal Caribou Habitat Quality in Eastern Canada." *Science of the Total Environment* 838: 156244.

Tattersall, E. R., J. M. Burgar, J. T. Fisher, and A. C. Burton. 2020. "Mammal Seismic Line Use Varies with Restoration: Applying Habitat Restoration to Species at Risk Conservation in a Working Landscape." *Biological Conservation* 241: 108295.

Young, D. D., and T. R. McCabe. 1997. "Grizzly Bear Predation Rates on Caribou Calves in Northeastern Alaska." *The Journal of Wildlife Management* 61: 1056.

Young, J. A., J. A. Youds, and N. L. Freeman. 2001. *Status of the Charlotte Alplands Caribou Herd A Successful Short Distance Caribou Transplant* 26. Cariboo Region: BC Wildlife Branch.

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information can be found online in the Supporting Information section at the end of this article.

How to cite this article: Lamb, Clayton T., Sara Williams, Stan Boutin, Michael Bridger, Deborah Cichowski, Kristina Cornhill, Craig DeMars, et al. 2024. "Effectiveness of Population-Based Recovery Actions for Threatened Southern Mountain Caribou." *Ecological Applications* 34(4): e2965. https://doi.org/10.1002/eap.2965