

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Marmotte de l'île de Vancouver *Marmota vancouverensis*

au Canada



EN VOIE DE DISPARITION
2019

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2019. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiv + 62 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 31 p. (www.sarareregistry.gc.ca/status/status_e.cfm).

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 27 p.

Bryant, A.A. 1997. Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 1-27 p.

Munro, W.T. 1978. COSEWIC status report on the Vancouver Island marmot *Marmota vancouverensis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 12 p.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Elizabeth A. Gillis d'avoir rédigé le rapport de situation sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Chris Johnson et Graham Forbes, coprésidents du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125

Télec. : 819-938-3984

Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca

<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/comite-situation-especes-peril.html>

Also available in English under the title "COSEWIC assessment and status report on the Vancouver Island Marmot *Marmota vancouverensis* in Canada".

Illustration/photo de la couverture :

Marmotte de l'île de Vancouver – Photo : ©Jared Hobbs.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019.

N° de catalogue CW69-14/550-2019F-PDF

ISBN 978-0-660-32367-1



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2019

Nom commun

Marmotte de l'île de Vancouver

Nom scientifique

Marmota vancouverensis

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette espèce endémique se rencontre seulement sur l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique. Depuis la dernière évaluation, en 2008, l'espèce a connu une hausse démographique rapide, suivie d'un déclin. Selon les estimations, la population compterait actuellement de 88 à 101 individus matures à l'état sauvage. La prédation en cours demeure élevée, et la consanguinité et les changements climatiques sont des menaces potentielles. Les activités d'un programme d'élevage en captivité efficace, de même que la supplémentation de la population qui en découle, ont été ralenties. D'après les résultats d'une analyse de la viabilité de la population, le risque de disparition du pays est élevé quand les périodes de faible survie des adultes sont longues, comme en témoignent les déclinés précédents et les déclinés les plus récents. De plus, relativement peu d'animaux élevés en captivité sont réintroduits dans les colonies sauvages existantes.

Répartition au Canada

Colombie-Britannique

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1997, en mai 2000, en avril 2008, et en mai 2019.



COSEPAC Résumé

Marmotte de l'île de Vancouver *Marmota vancouverensis*

Description et importance de l'espèce sauvage

La marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) est une espèce de marmotte coloniale, étroitement apparentée à la marmotte des Rocheuses (*M. caligata*) et au *M. olympus* (« olympic marmot » en anglais, littéralement « marmotte olympique »). Elle se démarque par sa fourrure brun chocolat, son cri unique, sa morphologie crânienne atypique et sa grande sociabilité. C'est l'une des cinq seules espèces de mammifères endémiques au Canada.

Répartition

La marmotte de l'île de Vancouver est endémique à l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique, au Canada. Son aire de répartition actuelle connue se limite à 25 montagnes réparties dans 4 localités sur l'île de Vancouver : 14 montagnes dans la région des lacs Nanaimo, 9 montagnes dans la région du parc Strathcona et 1 montagne chacune dans les régions du lac Schoen et du plateau Clayoquot. Des marmottes de l'île de Vancouver sont gardées en captivité à des fins d'élevage dans le zoo de Calgary, le zoo de Toronto, et le Tony Barrett Mount Washington Marmot Recovery Centre.

Habitat

L'habitat naturel de la marmotte de l'île de Vancouver est constitué de prés subalpins, généralement situés à des altitudes variant de 900 à 1 500 mètres au-dessus du niveau de la mer. Ces prés sont créés et maintenus par des avalanches, des glissements de neige (mouvements plus lents de la neige vers le bas des pentes) ou des feux, sinon par une combinaison de processus. Les parcelles d'habitat naturel de l'espèce sur l'île de Vancouver sont généralement plus restreintes et plus éloignées les unes des autres que celles qui sont fréquentées par d'autres espèces de marmottes dans la partie continentale de la Colombie-Britannique ou dans la presqu'île Olympic. La marmotte de l'île de Vancouver utilise aussi les zones peuplées d'arbres situées à des altitudes aussi basses que 700 m au-dessus du niveau de la mer, là où des clairières imitant les prés naturels sont créées par des activités anthropiques, telles que l'exploitation forestière, l'exploitation minière et le ski. Parmi ces activités, seul le ski, plus particulièrement les pistes de ski actives, offre un habitat pouvant abriter des colonies à long terme. Les colonies dans les blocs de coupe disparaissent localement dans les 5 à 19 ans; ces milieux anthropiques fonctionnent comme un piège écologique.

Biologie

La marmotte de l'île de Vancouver est un herbivore fouisseur qui hiberne du début d'octobre jusqu'à la fin d'avril. Les femelles atteignent généralement la maturité sexuelle à 2 ans, mais la plupart d'entre elles ne se reproduisent pas avant l'âge de 3 ou 4 ans, mettant bas, en moyenne, à des portées de 1 à 7 petits tous les 2 ans. Les individus des 2 sexes se dispersent, habituellement sur une distance inférieure à 10 km en ligne droite et généralement à l'âge de 2 ans. L'âge maximal observé est 12 ans à l'état sauvage et 14 ans en captivité.

Taille et tendances des populations

Selon les relevés annuels des populations depuis 1979, les effectifs ont au moins doublé dans les années 1980, la majeure partie de cette augmentation ayant eu lieu dans les nouveaux milieux créés par la coupe de forêts anciennes. Au moins 235 marmottes ont été dénombrées en 1984, mais il est probable que la population comptait de 300 à 350 individus à ce moment-là, la majorité d'entre eux se trouvant dans des milieux ressemblant à des prés, créés par les activités humaines. La population a connu un déclin abrupt dans les années 1990; il ne restait plus que quelque 70 individus dans la nature en 1997. La cause immédiate de ce déclin a été la prédation accrue. En 2007, environ 50 marmottes nées à l'état sauvage étaient présentes dans la nature.

La population de marmottes s'est considérablement accrue entre 2007 et 2012-2013, époque à laquelle on estime qu'il y avait environ 300 marmottes dans la nature, réparties entre au moins 25 montagnes. La croissance de la population résulte à la fois de la reproduction dans la nature et des lâchers de marmottes nées en captivité; une population élevée en captivité a été établie en 1997. Entre 2013 et 2017, toutefois, la population sauvage a diminué chaque année, les taux de déclin annuels variant de 3 à 30 %. Ce taux comprend le recrutement de marmottes élevées en captivité et lâchées ensuite dans la population sauvage, de sorte que le taux de déclin fondé sur la reproduction et la survie des marmottes dans la population sauvage était encore plus élevé. Les raisons de ce déclin varient d'une année à l'autre. Initialement, le taux de reproduction était médiocre, ce qui coïncidait avec des étés très secs, et le taux de survie hivernal a été faible après un été sec dans une localité. Plus récemment, le taux de mortalité a été élevé à cause de la prédation par le couguar (*Puma concolor*) à une autre localité. Le plus récent déclin (2013-2017) correspond aussi à une réduction du nombre de marmottes nées en captivité lâchées dans la nature.

En 2017, on estime qu'il y avait 135 (min. = 127, max. = 142) marmottes de l'île de Vancouver à l'état sauvage. Quatre-vingt-onze (min. = 86, max. = 95) étaient des individus matures (≥ 2 ans), et 38 (min. = 37, max. = 39) étaient des nouveau-nés. Ce dénombrement tient compte à la fois des marmottes nées dans la nature et des marmottes nées en captivité qui ont au moins survécu à une hibernation après avoir été lâchées; 11 jeunes de un an élevés en captivité et lâchés en 2017 ont été exclus. De plus, il y avait 49 marmottes de l'île de Vancouver en captivité, dont un peu moins de la moitié (22) étaient des individus matures.

Menaces et facteurs limitatifs

La principale menace immédiate pesant sur la marmotte de l'île de Vancouver est la prédation, en grande partie par le cougar, le loup gris (*Canis lupus*) et l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*) (McAdie, 2018). Ces prédateurs, attirés en altitude par leurs proies principales, le cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*) et le wapiti de Roosevelt (*Cervus elaphus roosevelti*), peuvent aussi se nourrir de marmottes, quand l'occasion se présente. Les wapitis et les cerfs broutent la végétation de début de succession dans les blocs de coupe; par conséquent, les modifications de l'écosystème après l'exploitation forestière en altitude constituent une menace pour la marmotte de l'île de Vancouver. La perte d'habitat due aux changements climatiques représente une menace à long terme pour l'espèce. Selon le scénario du pire, jusqu'à 97 % de l'habitat convenable pour la marmotte sur l'île de Vancouver pourrait disparaître d'ici 2080.

Comme c'est le cas chez d'autres marmottes de montagne, la population de marmottes de l'île de Vancouver est limitée par le faible taux de reproduction. De plus, la petite taille de la population sauvage actuelle rend cette dernière plus vulnérable aux maladies et aux événements démographiques ou météorologiques stochastiques. Des données indiquent que la population de marmottes de l'île de Vancouver est limitée par l'effet d'Allee, lorsque sa densité est faible. Parmi les autres facteurs limitatifs, on retrouve l'isolement génétique et le manque d'habitat convenable à distance de dispersion des colonies actives.

Protection, statuts et classements

La marmotte de l'île de Vancouver a été évaluée par le COSEPAC comme étant une espèce « en voie de disparition » en avril 1978, en avril 1997, en mai 2000, en avril 2008, et en mai 2019. Elle est actuellement inscrite comme espèce en voie de disparition à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada. L'espèce a été inscrite à titre d'espèce en voie de disparition (Endangered) en vertu du *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique et de l'*Endangered Species Act* des États-Unis. La marmotte de l'île de Vancouver a aussi été classée dans la catégorie « En danger » de l'UICN. Deux zones protégées ont été établies spécifiquement pour protéger l'habitat des marmottes – la réserve écologique du lac Haley (888 ha) et l'aire de gestion de la faune Green Mountain (300 ha). La marmotte de l'île de Vancouver est aussi présente dans les parcs provinciaux Strathcona, Schoen Lake et Clayoquot Plateau, où leur habitat est protégé en vertu du *Park Act* de la Colombie-Britannique.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Marmota vancouverensis

Marmotte de l'île de Vancouver

Vancouver Island Marmot

Répartition au Canada : Colombie-Britannique (île de Vancouver)

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquez si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2011] est utilisée)	5,28 ans (ÉT = 1,65; n = 297)
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui, un déclin observé. -23 % entre 2010 et 2017
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	-68 % sur 2 générations (10 ans); fondé sur $\lambda = 0,88$; en supposant que les effectifs continuent d'être augmentés par des lâchers de marmottes nées en captivité selon les niveaux actuels et une valeur λ moyenne durant le plus récent déclin du nombre d'adultes (2013-2017).
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Observé 3 générations : +288 % ou 284 % en supposant une croissance exponentielle et linéaire, respectivement Deux premières générations (2001-2012) : +1 332 % ou +731 % en supposant une croissance exponentielle et linéaire, respectivement. Plus récente génération (2012-2017) : -78 % ou -66 % en supposant une croissance exponentielle et linéaire, respectivement
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Réduction possible, mais incertaine; la valeur λ annuelle a varié dans l'intervalle 0,8-1,4 pour la période 2010-2017.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Réduction possible, mais incertaine; la valeur λ annuelle a varié dans l'intervalle 0,8-1,4 pour la période 2010-2017.

Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	<p>a) Non; vraisemblablement réversibles à court terme par la lutte contre les prédateurs.</p> <p>b) Oui, en partie.</p> <p>c) Non, dans le cas de la cause immédiate du déclin (prédation).</p>
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	5 653 km ²
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	248 km ²
La population totale est-elle « gravement fragmentée », c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce?	<p>a) Non</p> <p>b) Non</p>
Nombre de localités (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant).	2-4
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	<p>Aucun observé.</p> <p>Un déclin est prévu si la baisse démographique actuelle n'est pas renversée.</p>
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	<p>Aucun observé.</p> <p>Un déclin est prévu si la baisse démographique actuelle n'est pas renversée.</p>
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	<p>Aucun observé.</p> <p>Un déclin est prévu si la baisse démographique actuelle n'est pas renversée.</p>
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	<p>À COURT TERME (3 générations) : Non – quelques réductions mineures de la qualité à l'échelle locale, mais pas globalement.</p> <p>À LONG TERME : Oui – une perte d'habitat convenable pouvant atteindre jusqu'à 97 % d'ici 2080 selon le scénario du pire pour les prévisions des changements climatiques</p>
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non

Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités »?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-populations (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Lacs Nanaimo	38-42
Strathcona	48-53
Plateau Clayoquot	2-4 (en 2016)
Lac Schoen	0-2 (en 2016)
Population en captivité	22
Total	88-101 dans la population sauvage (comprend les individus nés en captivité qui ont survécu à leur première hibernation dans la nature) 22 dans la population en captivité

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans]?	<p>Pour la probabilité de disparition (PD) sur 20 ans/5 générations ($PD_{20 \text{ ans}/5 \text{ gén.}}$) : n'a pas été calculée directement.</p> <p>Pour la PD_{100} (d'après Jackson <i>et al.</i>, 2015)</p> <p>Non, si les populations présentent des taux de survie relativement élevés, associés à la croissance observée de la population ($PD_{100} < 1 \%$ pour des valeurs de K 200-350).</p> <p>Oui, si les populations présentent des taux de survie faibles de manière continue, tel qu'il a été observé lors de déclin précédents ($PD_{100} = 100 \%$ en l'absence de gestion).</p>
--	--

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce?
 Oui (en sept. 2016 pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique)

Impact global des menaces : moyen-élevé
 Prédation par des espèces indigènes, en partie facilitée par l'altération de l'habitat liée aux activités humaines : impact élevé-faible
 Modification de l'écosystème résultant de l'exploitation forestière et de la récolte du bois : impact moyen
 À plus long terme – contraction de l'habitat causé par les changements climatiques : impact élevé-faible

Quels facteurs limitatifs supplémentaires sont pertinents?
 Taux de reproduction naturellement faible
 Petite taille de la population qui accroît le risque posé par les événements stochastiques; des données indiquent que la marmotte de l'île de Vancouver pourrait être touchée par l'effet d'Allee.
 Isolement génétique et consanguinité en l'absence de gestion active

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	Aucune – l'espèce est endémique
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Sans objet
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Sans objet
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Sans objet
Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Sans objet
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Sans objet
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Sans objet
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Sans objet

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non
--	-----

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1997, en mai 2000, en avril 2008, et en mai 2019.

Statut et justification de la désignation :

Statut En voie de disparition	Codes alphanumériques B2ab(v); C2a(i); D1; E
Justification de la désignation Cette espèce endémique se rencontre seulement sur l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique. Depuis la dernière évaluation, en 2008, l'espèce a connu une hausse démographique rapide, suivie d'un déclin. Selon les estimations, la population compterait actuellement de 88 à 101 individus matures à l'état sauvage. La prédation en cours demeure élevée, et la consanguinité et les changements climatiques sont des menaces potentielles. Les activités d'un programme d'élevage en captivité efficace, de même que la supplémentation de la population qui en découle, ont été ralenties. D'après les résultats d'une analyse de la viabilité de la population, le risque de disparition du pays est élevé quand les périodes de faible survie des adultes sont longues, comme en témoignent les déclinés précédents et les déclinés les plus récents. De plus, relativement peu d'animaux élevés en captivité sont réintroduits dans les colonies sauvages existantes.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Le récent déclin a été contrebalancé par une augmentation rapide du taux de croissance de la population au cours des deux premières générations.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition » B2ab(v), car l'IZO (248 km ²) est inférieur à 500 km ² , la population est limitée à moins de 5 localités (a) et il y a un déclin continu observé du nombre d'individus matures (b(v)).
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition » C2a(i), car la population compte moins de 2 500 individus matures et il y a un déclin continu sans qu'aucune population ne compte plus de 250 individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition » D1, puisqu'on compte moins de 250 individus matures.
Critère E (analyse quantitative) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition » E, car une analyse quantitative de viabilité des populations a révélé une forte probabilité de disparition sur 5 générations (PD ₁₀₀ = 100 %) si l'espèce continue de présenter un faible taux de survie, tel qu'on l'a observé lors d'un déclin antérieur et du plus récent déclin, et s'il n'y a pas de supplémentation de la population par le biais d'élevage en captivité.

PRÉFACE

Depuis l'évaluation de la marmotte de l'île de Vancouver par le COSEPAC en 2008, la population de l'espèce a connu une augmentation importante, qui a été suivie, plus récemment, par un déclin. De 2008 à 2012-2013, le nombre de marmottes a triplé grâce à la reproduction dans la nature ainsi qu'aux lâchers et au recrutement dans la population sauvage de marmottes nées en captivité. L'augmentation des effectifs a été accompagnée d'une augmentation du nombre de montagnes où des colonies de marmottes sont présentes, le nombre de sites passant d'environ 15 en 2008 à au moins 25 en 2017. La superficie de la zone d'occupation a quadruplé durant cette période. Toutefois, depuis 2013, le nombre total de marmottes a diminué chaque année. Les raisons de ce déclin varient d'une année à l'autre. Initialement, le taux de reproduction était médiocre, ce qui coïncidait avec des étés très secs, et le taux de survie hivernal a été faible dans une colonie après un été sec. Plus récemment (2017), le taux de mortalité a été élevé à une autre localité en raison de la prédation par le cougar. La taille de la population sauvage totale en 2017 était environ 1,5 fois plus grande que lors de la dernière évaluation du COSEPAC, mais elle était environ 2 fois plus petite qu'en 2012-2013. La diminution la plus récente de la taille de la population ne s'est toutefois pas traduite par une réduction substantielle du nombre de sites ou de la superficie de la zone d'occupation.

Depuis la dernière évaluation, 405 marmottes nées en captivité ont été lâchées dans la population sauvage; les individus nés en captivité, lâchés pour augmenter les effectifs des populations sauvages, ont réussi à sevrer des petits nés à l'état sauvage et ont contribué à la croissance démographique. Malgré la contribution positive et le succès du programme d'élevage en captivité, la population captive a baissé, passant de 177 marmottes en 2008 à 49 en 2017, et le nombre d'établissements d'élevage en captivité est passé de 4 à 3. La décision de réduire la taille de la population captive et le programme d'élevage a été prise faute de financement sûr.

En 2014, un atelier parrainé par l'UICN a été organisé pour effectuer une analyse de viabilité de la population et son habitat. Les résultats semblent indiquer que la marmotte de l'île de Vancouver a une probabilité élevée de persistance si les taux de survie vont dans le même sens que la croissance observée de la population. Cependant, l'espèce devra faire l'objet d'une gestion active pour veiller au flux génique entre sous-populations afin de prévenir la dépression de consanguinité. Selon le modèle utilisé, des taux de prédation élevés, concordant avec les taux de survie observés pendant le plus récent déclin de la population, entraîneront la disparition de la marmotte de l'île de Vancouver, mais cette tendance pourrait être inversée si on réduit la prédation ou si on augmente les effectifs de la population sauvage en lâchant, chaque année, un grand nombre (> 60) de marmottes nées en captivité.

Dans le cadre des évaluations de la situation d'une espèce par le COSEPAC, des rapports sur les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) sont préparés par le Sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones (Sous-comité des CTA). Ces rapports compilent et résument les CTA pertinentes pour l'évaluation de la situation, lorsque des CTA sont disponibles et facilement accessibles. Un projet de collecte peut être

mené s'il existe des lacunes dans les connaissances ou s'il existe une ambiguïté entre les CTA et d'autres formes de connaissances.

Toutes les espèces sont importantes, interreliées et interdépendantes. La marmotte de l'île de Vancouver est importante sur le plan culturel pour les peuples autochtones de l'île de Vancouver. Des vestiges archéologiques de restes fauniques témoignent d'une utilisation passée, mais aucune CTA contemporaine n'était disponible au moment de la préparation du rapport de situation du COSEPAC.



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2019)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Marmotte de l'île de Vancouver

Marmota vancouverensis

au Canada

2019

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE	7
Nom et classification.....	7
Description morphologique.....	7
Structure spatiale et variabilité de la population	8
Unités désignables	8
Importance de l'espèce.....	9
RÉPARTITION	9
Aire de répartition mondiale.....	9
Aire de répartition canadienne.....	9
Zone d'occurrence et zone d'occupation	12
Activités de recherche	13
HABITAT.....	15
Besoins en matière d'habitat	15
Tendances en matière d'habitat.....	15
BIOLOGIE	16
Cycle vital et reproduction	17
Utilisation des terriers	20
Régime alimentaire.....	20
Physiologie et adaptabilité	21
Dispersion.....	22
Relations interspécifiques.....	23
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	23
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	23
Abondance	25
Fluctuations et tendances.....	26
Immigration de source externe	33
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	33
Menaces.....	33
Facteurs limitatifs.....	35
Nombre de localités.....	37
PROTECTION, STATUTS et classements	38
Statuts et protection juridiques	38
Statuts et classements non juridiques	38
Protection et propriété de l'habitat.....	39
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS.....	39

SOURCES D'INFORMATION	40
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT	47
COLLECTIONS EXAMINÉES	47

Liste des figures

- Figure 1. Répartition historique de la marmotte de l'île de Vancouver et de ses colonies actives en 2008. Les colonies inactives correspondent aux mentions de colonies pour la période 1896-2006. Les marmottes solitaires sont probablement des individus en train de se disperser. 10
- Figure 2. Répartition actuelle de la marmotte de l'île de Vancouver. Les individus errants étaient des marmottes solitaires probablement en train de se disperser. Lorsque c'était possible, les individus errants et les individus coloniaux se trouvant dans des zones de coupe à blanc ont été transférés vers d'autres colonies. 11
- Figure 3. Zone d'occurrence de la marmotte de l'île de Vancouver en fonction des terriers où des individus ont survécu à l'hiver ainsi que de la présence de colonies. Des lâchers de 27 et de 19 marmottes ont été effectués aux localités du lac Schoen (colonie le plus au nord sur la carte) et du plateau Clayoquot (colonie le plus à l'ouest sur la carte), respectivement. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation..... 13
- Figure 4. Succès reproductif, mesuré en fonction du nombre de portées de marmottes de l'île de Vancouver en captivité. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation..... 18
- Figure 5. Reproduction de la marmotte de l'île de Vancouver à l'état sauvage. Le nombre de petits correspond au nombre minimal de petits sevrés à l'état sauvage, et le nombre de sites, au nombre minimal de montagnes où des petits sevrés ont été observés. Toutes les colonies et les montagnes n'ont pas été visitées chaque année, et l'intensité des activités de recherche et l'efficacité ont varié d'une année à l'autre; par conséquent, les valeurs illustrées devraient être considérées comme un indice. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation..... 19

- Figure 6. Taille de la population de la marmotte de l'île de Vancouver. Le nombre de marmottes vivantes à l'état sauvage comprend les marmottes nées dans la nature et les marmottes nées en captivité qui ont été lâchées et qui ont survécu à au moins une hibernation dans la nature. Les marmottes élevées en captivité lâchées sont les marmottes lâchées dans la nature qui ont survécu jusqu'à leur première hibernation. Des marmottes ont été prélevées dans la nature pour établir (1997-2004) et accroître (2016-2017) la population élevée en captivité. Avant 2010 (ligne tiretée), les méthodes utilisées pour estimer les effectifs variaient, et, par conséquent, les estimations ne sont pas directement comparables; à compter de 2010, une méthode normalisée a été utilisée pour calculer les estimations de la population. La figure est adaptée et mise à jour d'après une figure dans Jackson *et al.* (2015) avec leur autorisation. Les données pour 2014-2017 ont été fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation. Les données sur les prélèvements effectués en 1997-2004 ont été fournies par le COSEPAC (COSEWIC, 2008). 27
- Figure 7. Nombre approximatif de marmottes de l'île de Vancouver matures. Avant 2010 (ligne tiretée), on a obtenu les estimations en multipliant le nombre total de marmottes (figure 7) par le pourcentage d'adultes estimé d'après les données du COSEPAC (COSEWIC, 2008; figure 5, 1972-2006) ou, dans le cas de 2007-2009, par le pourcentage moyen d'adultes dans la population au cours de la période 2010-2017 (58 %). Les estimations pour la période 2003-2009 ne font pas de distinction entre les individus élevés en captivité nouvellement lâchés, les individus élevés en captivité qui se sont établis dans la nature et les individus nés dans la nature. Les estimations pour la période 2010-2017 sont fondées sur des dénombrements directs de marmottes adultes; le nombre de marmottes vivantes à l'état sauvage comprend les marmottes nées dans la nature et les marmottes nées en captivité qui ont été lâchées et ont survécu à au moins une hibernation dans la nature, tandis que les marmottes élevées en captivité lâchées sont les marmottes lâchées dans la nature qui ont survécu jusqu'à leur première hibernation. Données pour la période 2010-2017 fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation. 29
- Figure 8. Taille de la population de marmottes de l'île de Vancouver en captivité. Les données pour 1997-2016 ont été publiées initialement dans le plan de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver en Colombie-Britannique (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017); figure mise à jour et utilisée avec la permission de l'équipe de rétablissement..... 31
- Figure 9. Nombre de petits de la marmotte de l'île de Vancouver, nés en captivité, qui ont été sevrés et lâchés. Les données pour 1997-2016 ont été publiées initialement dans le plan de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver en Colombie-Britannique (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017); figure mise à jour et utilisée avec la permission de l'équipe de rétablissement. 32

Figure 10. Maintien de la diversité génétique au sein de la population de marmottes de l'île de Vancouver en captivité. L'augmentation de la diversité génétique entre 2012 et 2013, même si aucune marmotte sauvage n'a été ajoutée à la population en captivité, s'explique du fait qu'une femelle plus âgée, capturée dans la nature antérieurement, s'est reproduite pour la première fois. Il y a eu réduction du degré de parenté moyen en 2016 parce qu'une jeune femelle de un an, capturée dans la nature, a été amenée au sein de la population en captivité la même année et a sevré des petits en 2017. Données gracieusement fournies par la Marmot Recovery Foundation..... 37

Liste des tableaux

- Tableau 1. Succès reproductif des marmottes de l'île de Vancouver en captivité en fonction de l'âge. Le calcul a été limité aux années 2005-2017, car il s'agit des années pour lesquelles les paires ont été gérées de façon uniforme. Les jeunes de un an étaient généralement maintenus dans des situations de groupe; par conséquent, le nombre exact d'accouplements infructueux impliquant des femelles de un an n'a pas pu être déterminé, mais il y a eu trois cas où des femelles de un an ont mis bas. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation..... 17
- Tableau 2. Reproduction de la marmotte de l'île de Vancouver de la sous-population de la région des lacs Nanaimo. Des activités de recherche intensives et uniformes sur plusieurs années ont été menées dans cette région, ce qui permet d'obtenir une représentation plus exacte de la variation annuelle de la reproduction que ne le permet la figure 5. Pour calculer le nombre de nouveau-nés par femelle en âge de se reproduire, on a fait la moyenne entre le nombre minimal et le nombre maximal de femelles en âge de se reproduire. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation. 20
- Tableau 3. Mentions de dispersion des marmottes de l'île de Vancouver nées dans la nature ou nées en captivité dans les années qui ont suivi leur lâcher. Des marmottes nées en captivité n'ont été introduites qu'à partir de 2003. Seules les mentions où l'âge et le sexe et/ou la distance étaient fournis ont été incluses.2
- Tableau 4. Taux de croissance observé ($\lambda = N_{t+1}/N_t$) de la population de marmottes de l'île de Vancouver, où $\lambda > 1$ signifie que les effectifs sont en train d'augmenter et $\lambda < 1$ signifie qu'ils sont en train de diminuer. Pour l'ensemble de la population, le taux de croissance comprend le recrutement de marmottes nées en captivité dans la population, une fois qu'elles ont survécu à une hibernation dans la nature (c.-à-d. que les marmottes nées en captivité et lâchées en 2010 sont considérées comme faisant partie de la population en 2011 si elles survivent jusque-là). Il n'y a pas eu de lâchers de marmottes nées en captivité dans la sous-population des lacs Nanaimo de 2012 à 2017; par conséquent, le taux de croissance λ de la sous-population des lacs Nanaimo ne tient compte que de la reproduction et de la survie. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation..... 28

Liste des annexes

- Annexe 1. Reproduction de la marmotte de l'île de Vancouver par montagne; une cellule ombragée signifie que la reproduction a été confirmée par l'observation de nouveau-nés cette année-là ou de jeunes de un an l'année suivante. L'intensité des activités de recherche et les montagnes recensées varient d'une année à l'autre, de sorte que l'absence de reproduction confirmée ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas eu de reproduction. Le triangle plein « ▲ » indique que la montagne a fait l'objet d'activités de recherche selon l'intensité habituelle, mais qu'aucun nouveau-né n'a été observé. Le carré plein « ■ » indique l'année la plus récente au cours de laquelle la présence de marmottes adultes a été confirmée dans une montagne où leur présence n'a pas été confirmée en 2016. 49
- Annexe 2. Résultats de la téléconférence sur le calculateur de menaces, 21 septembre 2016. Publiés à l'origine dans le plan de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver en Colombie-Britannique (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017) et inclus dans ce rapport avec la permission de l'équipe de rétablissement. 51

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

La marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis* : Swarth, 1911), décrite à l'origine à partir de spécimens recueillis en 1910 (Swarth, 1911, 1912), est l'une des 15 espèces existantes au sein du genre (Armitage, 2014). Le genre *Marmota* comprend deux sous-genres, dont chacun représente une lignée monophylétique. Le *M. vancouverensis* appartient au sous-genre *Petromarmota*, qui renferme 3 autres espèces présentes dans l'ouest de l'Amérique du Nord : la marmotte à ventre jaune (*M. flaviventris*), la marmotte des Rocheuses (*M. caligata*) et la marmotte olympique (*M. olympus*) (Armitage, 2014).

La marmotte de l'île de Vancouver est plus étroitement apparentée à la marmotte des Rocheuses, présente sur la partie continentale de la Colombie-Britannique, qu'à la marmotte olympique, présente non loin, dans la presqu'île Olympic de l'État de Washington (Steppan *et al.*, 2011; Kerhoulas *et al.*, 2015; mais voir aussi Kruckenhauser *et al.*, 1999). Des différences génétiques limitées entre ces trois espèces laissent supposer qu'une divergence rapide et récente s'est produite au sein de ce clade (Kerhoulas *et al.*, 2015). D'après les distances génétiques mesurées entre les espèces, le *M. olympus* aurait divergé de la lignée *M. caligata*-*M. vancouverensis* il y a 2,6 millions d'années, et le *M. vancouverensis* aurait divergé de *M. caligata* il y a environ 0,4 à 1,2 million d'années (Steppan *et al.*, 2011; Yan *et al.*, 2017). Des études récentes sur l'ADN mitochondrial et l'ADN nucléaire semblent indiquer que, depuis que ces lignées ont divergé, il y a peut-être eu un flux génique intermittent, et possiblement continu, entre le *M. caligata* et le *M. vancouverensis* et entre le *M. caligata* et le *M. olympus* (Kerhoulas *et al.*, 2015).

Description morphologique

La marmotte de l'île de Vancouver se distingue des autres marmottes par sa fourrure d'une teinte chocolat foncé unique et les taches de poils blancs contrastantes qu'elle arbore sur le museau, le ventre et le dessus de la tête (Nagorsen, 2005). Chez les jeunes de l'année, la nouvelle fourrure est particulièrement foncée, presque noire. Chez les individus plus âgés, la fourrure se décolore et prend une couleur brun roux ou cannelle. Comme les marmottes ne subissent pas nécessairement une mue complète au cours d'une seule année, les individus plus âgés exhibent souvent une fourrure bigarrée (Heard, 1977).

Comparativement à d'autres espèces de marmottes, la marmotte de l'île de Vancouver présente une morphologie crânienne atypique (Cardini *et al.*, 2005) et possède un cri unique (Heard, 1977; Blumstein, 1999). Sa morphologie crânienne atypique est liée au maxillaire, au squamosal de l'arcade zygomatique et aux bulles tympaniques. Son cri unique, fréquent et court ($0,29 \pm 0,02$ s), dont la sonorité ressemble à un « ki-â », n'est pas utilisé par d'autres espèces de marmottes (Heard, 1977). Il semble que ce cri soit un avertissement de gravité légère, communiquant une inquiétude en réponse à une perturbation, par exemple après qu'un prédateur quitte la zone.

Du museau au bout de la queue, les adultes mesurent généralement de 67 à 72 cm (moyenne = 69,7 cm, écart-type = 4,0, n = 68; COSEWIC, 2008). La marmotte de l'île de Vancouver atteint sa taille adulte à l'âge de 3 ans (McAdie, 2015). Comme c'est le cas chez les autres mammifères qui hibernent, sa masse corporelle varie considérablement selon la période de l'année. Les femelles adultes peuvent passer de 3,5 kg à un poids variant de 5 à 5,5 kg, entre les premiers jours qui suivent l'émergence, à la fin d'avril, et l'entrée en hibernation, au début d'octobre (Heard, 1977), le gain de masse se produisant en juillet et en août (McAdie, 2015). Le gain de masse est influencé par les conditions locales et l'état reproductif, mais une femelle adulte gagne, en moyenne, de 15 à 18 g par jour (COSEWIC, 2008). Les mâles sont généralement plus gros (~106 %) et plus lourds (~115 %) que les femelles (McAdie, 2015), mais leur gain de masse se produit à des taux semblables à ceux des femelles (COSEWIC, 2008), sur une période plus longue (juillet à septembre; McAdie, 2015). Les marmottes perdent environ 30 % de leur masse corporelle pendant l'hibernation (Bryant et McAdie, 2003).

Structure spatiale et variabilité de la population

Sur le plan spatial, l'aire de répartition canadienne de la marmotte de l'île de Vancouver abrite quatre sous-populations géographiquement isolées. Chaque sous-population est composée d'un groupe de 1 à 14 montagnes, chaque montagne abritant une ou plusieurs colonies.

La variation génétique de la marmotte de l'île de Vancouver est faible, comparativement à celle d'autres espèces de marmottes (hétérozygotie estimée [He] de 8 à 23 %; Kruckenhauser *et al.*, 2009) ce qui signifie que la population est petite depuis une longue période. Les données fondées sur le marquage (Bryant, 1990, 1998), la radiotélémétrie (Bryant et Page, 2005) et la génétique (Kruckenhauser *et al.*, 2009) indiquent qu'avant la gestion active les colonies de marmottes adjacentes dans l'espace étaient reliées par des déplacements occasionnels de dispersion. On a cependant déterminé au moyen d'analyses d'ADN que les marmottes d'une montagne géographiquement isolée (mont Washington) avaient été isolées pendant au moins plusieurs générations (Kruckenhauser *et al.*, 2009).

Même si des données indiquent l'existence d'au moins deux sous-populations génétiquement distinctes et géographiquement isolées (lacs Strathcona et Nanaimo), le risque de dépression de consanguinité future, associé à une faible diversité génétique, a mené à la décision de maximiser la diversité génétique en croisant des individus des deux sous-populations dans le cadre du programme d'élevage en captivité (Kruckenhauser *et al.*, 2009). Cette approche continue d'être recommandée sur la base d'une analyse des succès et des échecs de réintroduction de la marmotte alpine (*Marmota marmota*), une espèce de marmotte gérée activement en Europe (Bichet *et al.*, 2016).

Unités désignables

La marmotte de l'île de Vancouver est considérée comme appartenant à une seule unité désignable au Canada. L'espèce est endémique dans une partie de l'île de

Vancouver, où sa répartition discontinue comprend des colonies distinctes qui, historiquement, sont liées par dispersion. Il n'existe aucune preuve morphologique, écologique ou génétique indiquant que les colonies ou les groupes de colonies (c.-à-d. les sous-populations) représentent des unités importantes sur le plan évolutif. L'espèce est présente dans une aire écologique nationale (Pacifique), et le *M. vancouverensis* n'a actuellement aucune espèce connue (Armitage, 2014).

Importance de l'espèce

La marmotte de l'île de Vancouver est l'une des cinq seules espèces de mammifères endémiques au Canada (Naughton, 2012). Du point de vue de l'évolution, la marmotte de l'île de Vancouver est importante dans la mesure où, malgré sa faible divergence génétique par rapport à son espèce sœur, la marmotte des Rocheuses, elle est l'une des espèces les plus morphologiquement distinctes de marmottes (Cardini *et al.*, 2005, 2009). Les Autochtones chassaient la marmotte de l'île de Vancouver, comme en témoignent les marques d'entailles sur les os de marmottes trouvés dans quatre grottes archéologiques/abris rocheux sur l'île de Vancouver (Nagorsen *et al.*, 1996). Cela concorde avec la grande utilisation d'autres espèces de marmottes par les groupes autochtones dans toute la partie continentale de l'Amérique du Nord (Kuhnlein et Humphries, 2017).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

La marmotte de l'île de Vancouver est endémique sur l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique, au Canada. Des individus de l'espèce sont également élevés en captivité dans les zoos de Calgary et de Toronto.

Aire de répartition canadienne

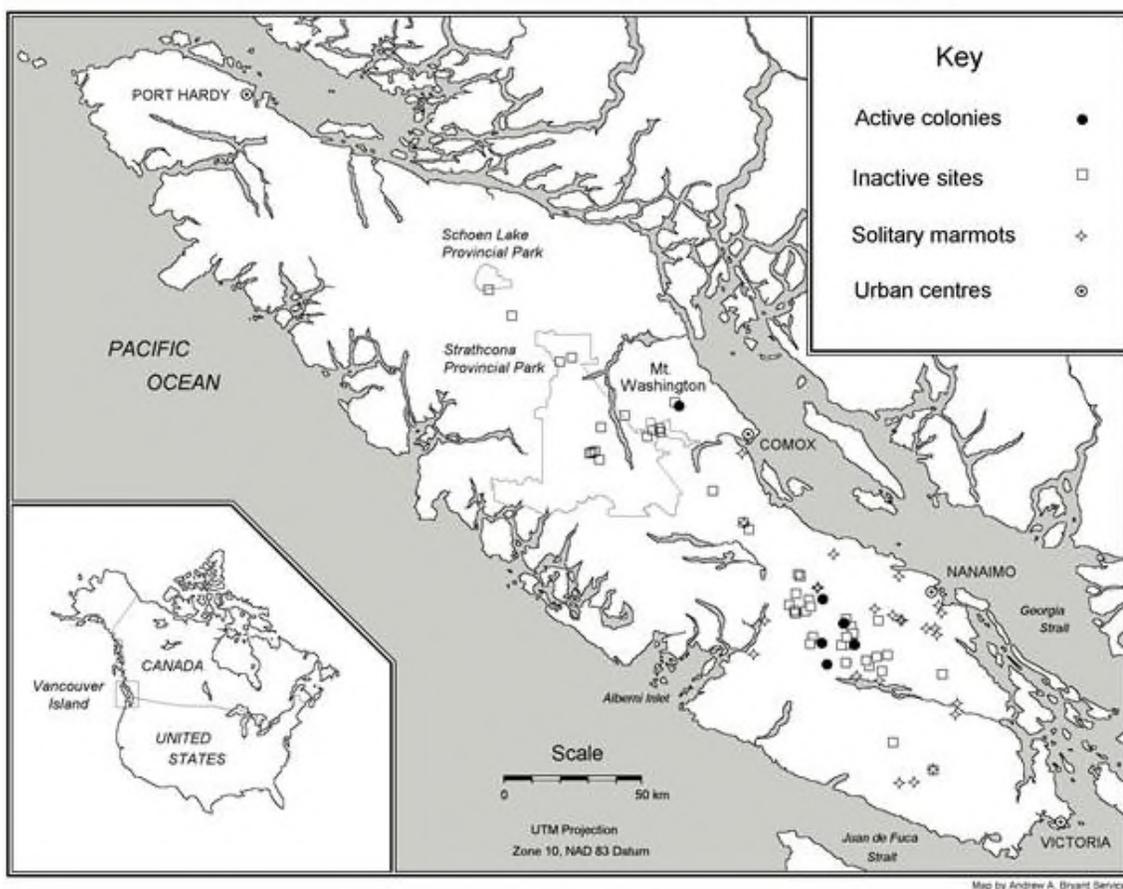
Population sauvage

Mis à part les individus en captivité, la marmotte de l'île de Vancouver est confinée à l'intérieur des zones biogéoclimatiques à pruche subalpine et côtière alpine à éricacées de l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique (Nagorsen, 1987; 2005; B.C. Conservation Data Centre, 2017a). Actuellement, environ 60 % des colonies actives se trouvent dans la zone à pruche subalpine et 38 % dans la zone côtière alpine à éricacées (Thelin *et al.*, 2018).

Entre 1972 et 1995, des marmottes ou des terriers frais ont été observés dans 15 montagnes (Bryant et Janz, 1996). Avant que ne soient entreprises des activités de réintroduction en 2003, l'aire de répartition de la marmotte de l'île de Vancouver s'était contractée et ne comportait plus que 6 montagnes de la région des lacs Nanaimo, dans le centre de l'île de Vancouver, et le mont Washington, à environ 95 km vers le nord-ouest (figure 1). Les lâchers de marmottes de l'île de Vancouver nées en captivité dans ces

montagnes et dans d'autres montagnes ont permis à l'espèce d'occuper avec succès 31 montagnes distinctes au cours des dernières années; 17 montagnes dans la région des lacs Nanaimo, 12 montagnes dans la région du parc Strathcona et une montagne dans chacune des régions du lac Schoen et du plateau Clayoquot (figure 2). L'espèce s'est reproduite avec succès dans 21 montagnes depuis 2010 (annexe 1), y compris dans des régions où elle avait été rétablie au moyen de lâchers de marmottes nées en captivité.

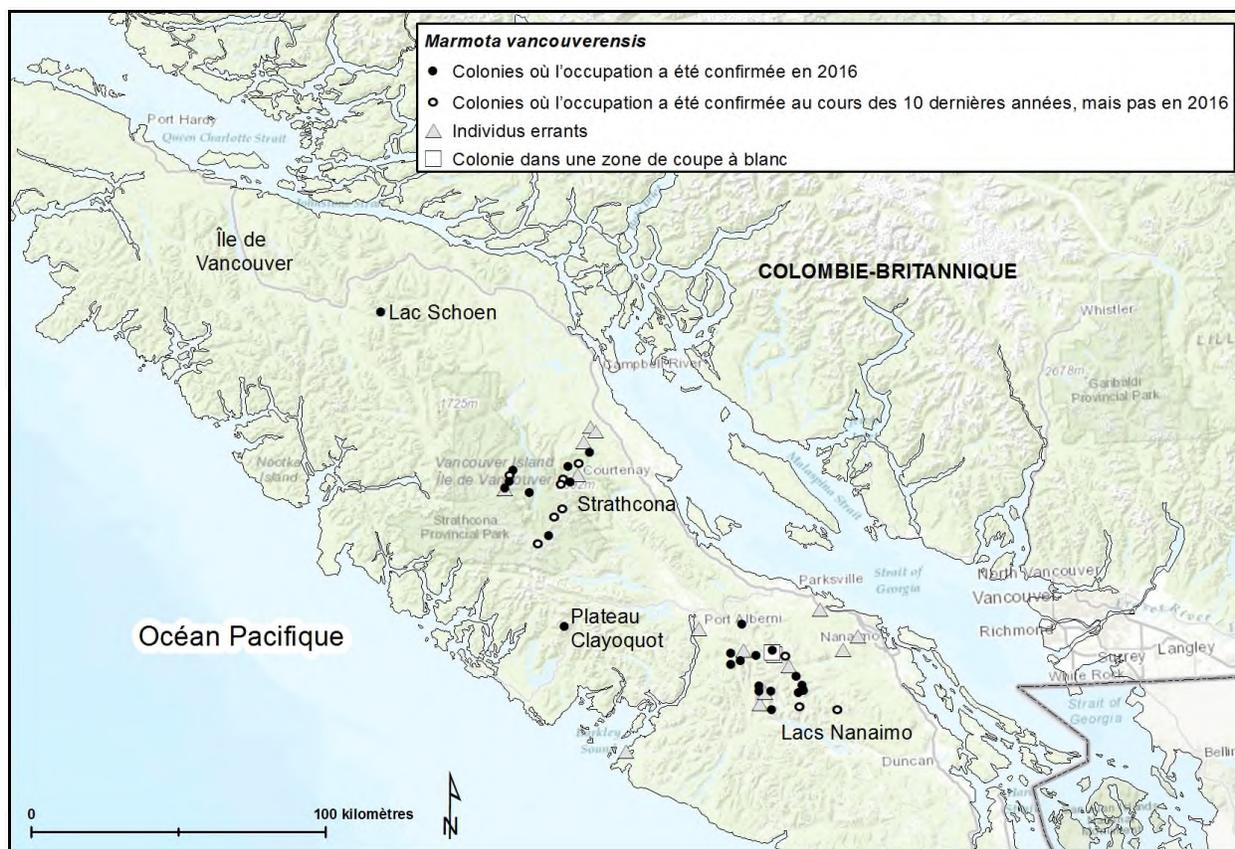
En 2016, il y avait des colonies actives de marmottes dans 25 montagnes. La présence de marmottes a été confirmée dans 21 d'entre elles en 2017, et les 4 autres montagnes sont considérées comme abritant encore des colonies actives même si les activités de recherche ont été insuffisantes en 2017 pour confirmer la présence de marmottes.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

- Key = Légende
- Active colonies = Colonies actives
- Solitary marmots = Marmottes solitaires
- Urban centres = Centres urbains
- Scale = Échelle
- UTM Projection = Projection UTM
- Zone 10, NAD 83 Datum = Zone 10, système de référence NAD83
- PORT HARDY = PORT HARDY
- Schoen Lake Provincial Park = Parc provincial Schoen Lake
- PACIFIC OCEAN = Océan Pacifique
- Strathcona Provincial Park = Parc provincial Strathcona
- Mt Washington = Mont Washington
- COMOX = COMOX
- NANAIMO = NANAIMO
- Georgia Strait = Détroit de Georgia
- Alberni Inlet = Inlet Alberni
- Juan de Fuca Strait = Détroit de Juan de Fuca
- UNITED STATES = ÉTATS-UNIS
- Vancouver Island = Île de Vancouver

Figure 1. Répartition historique de la marmotte de l'île de Vancouver et de ses colonies actives en 2008. Les colonies inactives correspondent aux mentions de colonies pour la période 1896-2006. Les marmottes solitaires sont probablement des individus en train de se disperser.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

- Marmota vancouverensis = Marmota vancouverensis
- Colonies confirmed occupied in 2016 = Colonies où l'occupation a été confirmée en 2016
- Colonies occupied in last 10 years, but not confirmed in 2016 = Colonies où l'occupation a été confirmée au cours des 10 dernières années, mais pas en 2016
- Vagrants = Individus errants
- Colonies in clear cut = Colonie dans une zone de coupe à blanc
- Port Hardy = Port Hardy
- Queen Charlotte Strait = Déroit de la Reine-Charlotte
- Vancouver Island = Île de Vancouver
- BRITISH COLUMBIA = COLOMBIE-BRITANNIQUE
- Schoen Lake = Lac Schoen
- Garibaldi Provincial Park = Parc provincial Garibaldi
- Nootka Island = Île Nootka
- Strathcona Provincial Park = Parc provincial Strathcona
- Strathcona = Strathcona
- Clayoquot Plateau = Plateau Clayoquot
- Malaspina Strait = Déroit de Malaspina
- Strait of Georgia = Déroit de Georgia
- North Vancouver = North Vancouver
- Pacific Ocean = Océan Pacifique
- Nanaimo Lakes = Lacs Nanaimo
- 100 Kilometres = 100 kilomètres

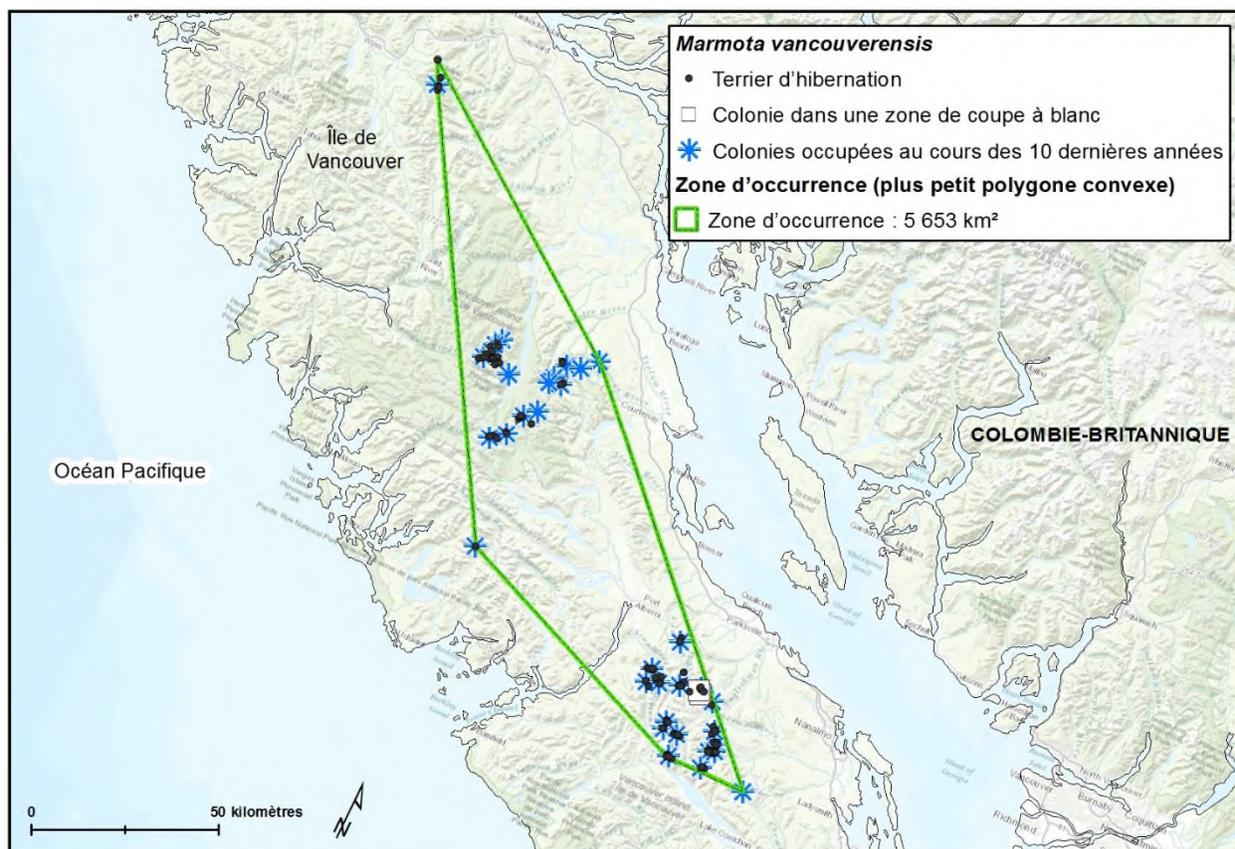
Figure 2. Répartition actuelle de la marmotte de l'île de Vancouver. Les individus errants étaient des marmottes solitaires probablement en train de se disperser. Lorsque c'était possible, les individus errants et les individus coloniaux se trouvant dans des zones de coupe à blanc ont été transférés vers d'autres colonies.

Population en captivité

La population élevée en captivité se trouve dans le zoo de Calgary, à Calgary (Alberta), le zoo de Toronto, à Toronto (Ontario) et dans le Tony Barrett Mount Washington Marmot Recovery Centre, sur l'île de Vancouver. Le Mount Washington Recovery Centre a été un établissement de reproduction en captivité de 2001 à 2012. De 2012 à 2017, il n'y a pas eu reproduction de marmottes au Mount Washington Recovery Centre, mais le Centre a hébergé temporairement des marmottes captives qui devaient être lâchées. Certaines marmottes ont été gardées pendant l'hiver et pendant la saison d'activité, tandis que d'autres ont été gardées en quarantaine pendant au moins 30 jours avant d'être lâchées (Jackson *et al.*, 2015). À l'automne 2018, le Mount Washington Recovery Centre a rouvert ses portes en tant qu'établissement d'élevage en captivité toute l'année. De 2000 à 2013, des marmottes de l'île de Vancouver ont été hébergées et élevées dans un quatrième établissement, le Mountain View Conservation and Breeding Centre à Langley, en Colombie-Britannique. L'établissement de Mountain View a été retiré progressivement du programme d'élevage en captivité en raison de contraintes financières (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017). On n'a pas tenu compte des marmottes en captivité dans un établissement lors de l'application des critères quantitatifs d'évaluation.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Si l'on se base sur l'ensemble des terriers d'hibernation et des colonies qui ont été occupés au cours des 10 dernières années, la zone d'occurrence est de 5 653 km² (figure 3). En utilisant ces mêmes occurrences, l'indice de zone d'occupation (IZO), basé sur une grille à carrés de 2 km de côté, est de 248 km².



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

- Marmota vancouverensis = Marmota vancouverensis
- Hibernacula = Terrier d'hibernation
- Colonies in clear cut = Colonie dans une zone de coupe à blanc
- Colonies occupied in last 10 years = Colonies occupées au cours des 10 dernières années
- Extent of Occurrence (minimum convex polygon) = Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe)
- EOO: 5 653 km² = Zone d'occurrence : 5 653 km²
- Vancouver Island = Île de Vancouver
- Pacific Ocean = Océan Pacifique
- BRITISH COLUMBIA = COLOMBIE-BRITANNIQUE
- 50 Kilometres = 50 kilomètres

Figure 3. Zone d'occurrence de la marmotte de l'île de Vancouver en fonction des terriers où des individus ont survécu à l'hiver ainsi que de la présence de colonies. Des lâchers de 27 et de 19 marmottes ont été effectués aux localités du lac Schoen (colonie le plus au nord sur la carte) et du plateau Clayoquot (colonie le plus à l'ouest sur la carte), respectivement. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation.

Activités de recherche

En 1972, des naturalistes, des membres du personnel gouvernemental et des chercheurs ont commencé à inventorier les montagnes de l'île de Vancouver à la recherche de marmottes de l'île de Vancouver; jusqu'à cette date, l'espèce n'était connue que sur la base de quelques spécimens de musée (Bryant et Janz, 1996). Routledge et Merilees (1980) ont également effectué un relevé de 97 montagnes, chacune étant classée en fonction du caractère convenable de l'habitat pour la marmotte. La dernière « nouvelle » colonie de marmottes sauvages a été découverte en 1985.

La probabilité de détection des colonies de marmottes est relativement élevée, car les individus de l'espèce sont de grande taille, sont actifs de jour et ont des cris distinctifs, et leurs terriers sont faciles à reconnaître. De plus, les trous d'émergence dans la neige au printemps sont faciles à reconnaître et peuvent souvent être repérés depuis les airs. Cependant, le milieu subalpin dans lequel vivent les marmottes est souvent éloigné et inaccessible aux humains, ce qui fait qu'il est toujours possible de trouver d'autres montagnes occupées par quelques individus de l'espèce. Par ailleurs, les colonies qui s'établissent dans les blocs de coupe en altitude peuvent passer inaperçues parce qu'elles se trouvent sur des terres privées où l'accès public est restreint; les chercheurs ne mènent pas régulièrement de relevés annuels de marmottes dans les blocs de coupe, à moins que l'on ne sache qu'ils sont occupés par des marmottes. La probabilité de trouver d'autres importantes colonies de marmottes dans l'habitat naturel est faible.

Les dénombrements annuels systématiques de la population ont commencé en 1979 (Munro *et al.*, 1985). L'intensité et l'étendue des relevés varient d'une année à l'autre; le plus petit effort a été déployé en 1975, lorsqu'une seule colonie a été visitée un jour, et le plus grand effort a été déployé en 1997, 242 visites ayant été effectuées dans 37 colonies. Entre 1972 et 2006, les dénombrements des effectifs représentent 1 569 combinaisons sites-années et fournissent des données sur le nombre minimal d'adultes, de jeunes de 1 an et de nouveau-nés dans 49 colonies.

Depuis au moins 2007, les relevés annuels sont axés sur les montagnes occupées et récemment occupées, mais le degré élevé de sensibilisation du public à la marmotte de l'île de Vancouver et ses caractéristiques physiques identifiables font en sorte que les marmottes sont quand même généralement détectées si elles s'établissent à l'extérieur des zones recensées. Chaque année, des randonneurs de l'arrière-pays et des résidents de l'île de Vancouver signalent des observations de marmottes aux biologistes provinciaux et à la Marmot Recovery Foundation (Jackson, comm. pers., 2017a). Les entreprises d'exploitation forestière demandent également à leurs travailleurs de signaler toute observation de marmottes (Lindsay, comm. pers., 2017). Les marmottes trouvées dans un habitat non convenable (p. ex. dans les blocs de coupe) sont relocalisées dans des colonies actuellement occupées ou qui l'ont été récemment ou admises dans le programme d'élevage en captivité. En 2016, 2 nouveau-nés ont été retirés des blocs de coupe et amenés en captivité et une autre marmotte en dispersion a été piégée dans un bloc de coupe et a été transférée vers un habitat naturel (Jackson, comm. pers., 2016a). En 2017, 5 marmottes (1 femelle adulte et 4 jeunes de 1 an) coloniales se trouvant dans des blocs de coupe et 1 marmotte en dispersion ont été piégées et déplacées vers des colonies dans un habitat naturel (Jackson, comm. pers., 2017a). Les nouvelles colonies qui se trouvent dans un habitat naturel font l'objet d'un suivi si possible, et les marmottes ne sont transférées que s'il y a peu de chances qu'elles aient accès à un partenaire (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2008).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

La marmotte de l'île de Vancouver a besoin de sols épais de colluvions, sédiments meubles et non consolidés se trouvant au fond des pentes abruptes et convenant à la construction de terriers. L'espèce a également besoin d'une végétation de graminées et d'herbacées convenables à l'alimentation et de conditions microclimatiques permettant l'alimentation en été et l'hibernation en hiver (COSEWIC, 2008). La marmotte de l'île de Vancouver vit en altitude, plus précisément de 700 à 1 500 m au-dessus du niveau de la mer. Son habitat naturel se compose de prés subalpins qui se trouvent généralement à une altitude variant entre 900 et 1 500 m, normalement sur des pentes abruptes (30-45°) orientées du sud à l'ouest (Bryant et Janz, 1996), bien qu'une analyse récente utilisant des données SIG et des données spatiales sur les terriers d'hibernation ait permis d'estimer que jusqu'à 60 % des colonies actuelles peuvent se trouver sur des pentes inférieures à 30° et que plus de 25 % des pentes peuvent être orientées vers l'est (Thelin *et al.*, 2018). On croit que les prés subalpins naturels sont créés et maintenus par des avalanches ou des glissements de neige (mouvement plus lent de la neige vers le bas des pentes) ou des feux, ou par une combinaison de ces processus (Milko et Bell, 1986). La plupart des prés naturels occupés par la marmotte de l'île de Vancouver entre 1972 et 2006 ne couvraient que quelques hectares (Bryant et Janz, 1996). Les milieux occupés par les marmottes présentent généralement des talus d'éboulis, utilisés comme protection contre les prédateurs et les intempéries, et des affleurements rocheux ou blocs rocheux, utilisés pour le repos et la surveillance (Heard, 1977; Bryant et Blood, 1999).

Des colonies de marmottes ont été observées à des altitudes aussi basses que 700 m dans des milieux modifiés par l'humain, notamment des blocs de coupe et des pistes de ski qui imitent les prés subalpins (Bryant et Janz, 1996). Les blocs de coupe sont des pièges écologiques où les colonies disparaissent 10 ans après s'y être établies (valeur médiane; plage variant de 5 à 19 ans; Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2008). À titre comparatif, les colonies de marmottes persistent depuis au moins les années 1940 sur les pistes de ski où la végétation qui empiète sur les pistes est régulièrement enlevée et où des activités humaines intenses peuvent dissuader les prédateurs (Bryant, 1998; Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2008).

Tendances en matière d'habitat

L'habitat de la marmotte de l'île de Vancouver est naturellement fragmenté, ce qui correspond à la répartition spatiale des parcelles d'écosystèmes subalpins en altitude (Bryant, 1998). Lorsqu'elle se disperse entre montagnes, la marmotte de l'île de Vancouver doit traverser des forêts de basse altitude. Le degré de fragmentation dans cette matrice de basse altitude est variable et est influencé par l'étendue de l'exploitation forestière, du développement anthropique et des aires protégées. Historiquement (1972-2006), la majeure partie de l'habitat occupé par les marmottes se trouvait sur des terres privées fortement modifiées par l'exploitation forestière qui a commencé à la fin des années 1940 et s'est accélérée rapidement au cours des années 1960 et 1970 (Bryant, 1998). Moins de

15 % des forêts d'origine subsistent, et elles se trouvent en majeure partie à plus de 900 m d'altitude. Le résultat est un paysage où les forêts matures sont progressivement remplacées par des forêts plus jeunes, traversées par un nombre croissant de chemins forestiers.

D'après les estimations de Thelin *et al.* (2018), seulement 9,6 % de la superficie de l'île de Vancouver offre actuellement un habitat convenable aux marmottes. Bryant (1998), pour sa part, a conclu que les prés naturels subalpins couvraient environ 1 % de la zone centrale de la région des lacs Nanaimo, laquelle a une superficie de quelque 1 000 km². L'habitat subalpin est encore plus rare au sud du lac Cowichan et dans des régions comme le parc provincial Strathcona (Bryant, 1993). Étant donné la faible abondance de la marmotte de l'île de Vancouver, l'habitat existant suffit pour accommoder la croissance de la population, et la majeure partie de l'habitat convenable est protégée (voir Protection et propriété de l'habitat). Certains des prés subalpins où vivent les marmottes sont touchés par l'empiétement des arbres, mais la gestion de l'habitat sous forme d'abattage manuel d'arbres est effectuée et est faisable dans des zones de petite taille (Marmot Recovery Foundation, 2016a; Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017).

À long terme, la quantité d'habitat naturel disponible pour la marmotte de l'île de Vancouver diminue; les changements climatiques entraînent le remplacement des prés subalpins par des forêts. Des ossements préhistoriques de la marmotte de l'île de Vancouver découverts dans des grottes et lors de fouilles archéologiques indiquent que son aire de répartition géographique s'est rétrécie au cours des derniers siècles, voire au cours du dernier millénaire (Calvert et Crockford, 1983; Nagorsen *et al.*, 1996). Cette tendance est corroborée par les données sur la croissance des arbres (Laroque *et al.*, 2001) et les dépôts de pollen (Hebda *et al.*, 2005). La marmotte de l'île de Vancouver était apparemment largement répartie, et probablement abondante, dans les conditions chaudes et sèches qui ont prédominé pendant plusieurs périodes dans le passé. On s'attend à ce que l'habitat continue de diminuer, et l'on prévoit que, dans le pire des cas, jusqu'à 97 % de l'habitat actuel des marmottes pourrait disparaître d'ici 2080. Cela serait le résultat de la hausse des températures, qui entraînerait la croissance des forêts à des altitudes plus élevées et la diminution de l'épaisseur de neige accumulée en hiver, caractéristique importante pour la survie des marmottes pendant l'hiver (Thelin *et al.*, 2018).

BIOLOGIE

La marmotte de l'île de Vancouver a de nombreuses caractéristiques du cycle vital en commun avec d'autres marmottes de montagne; elles font toutes preuve d'une grande sociabilité, dépendent d'un système de terriers pour se protéger des prédateurs et des intempéries, et ont toutes un cycle annuel prévisible, marqué par une période d'hibernation et une saison d'activité (Barash, 1989; Armitage, 2014). Armitage (2014) a classé la marmotte de l'île de Vancouver comme ayant un système social-familial restreint, caractérisé par des groupes sociaux composés d'un mâle, d'une à trois femelles, de leurs jeunes de un an et de leurs nouveau-nés ainsi que par l'hibernation en groupe et la dispersion des individus âgés de deux ans. Les colonies les plus récentes dans les milieux

naturels sont petites, contenant généralement un ou deux groupes familiaux et moins de cinq adultes (Bryant et Janz, 1996).

Cycle vital et reproduction

Comme les autres marmottes de montagne, la marmotte de l'île de Vancouver vit relativement longtemps et se reproduit peu souvent (Bryant, 2005). Entre 1997 et 2016, les marmottes de l'île de Vancouver en captivité ont vécu en moyenne jusqu'à 6,4 ans pour les mâles (plage de 0,1 à 11,5) et jusqu'à 8,2 ans pour les femelles (plage de 0,1 à 14,6; McAdie, comm. pers., 2017).

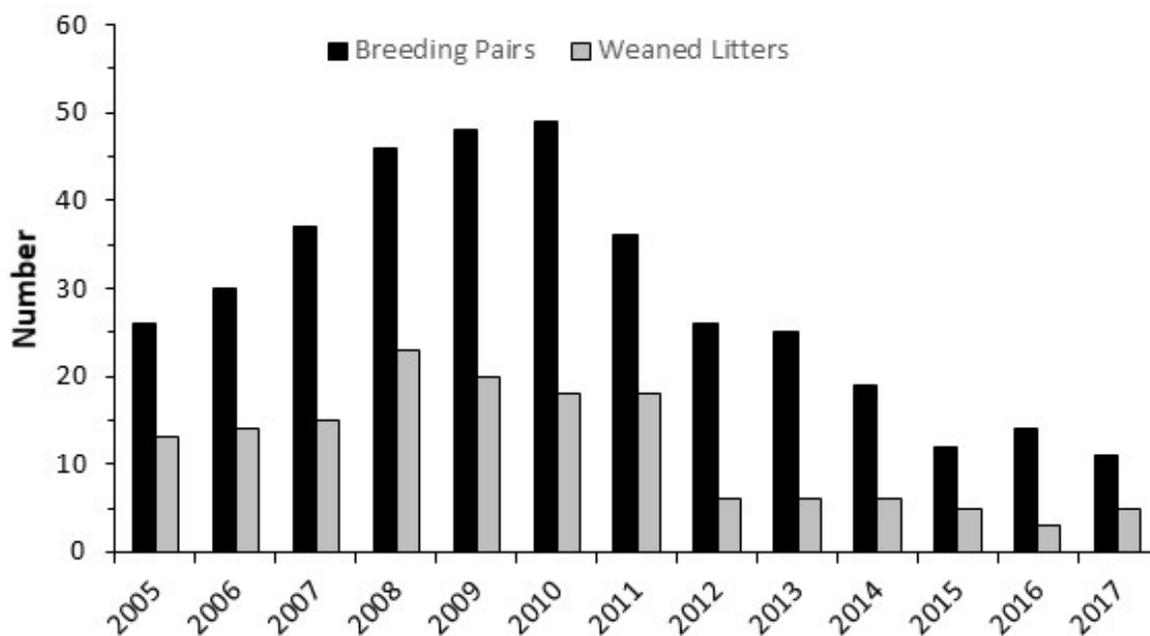
Les mâles et les femelles atteignent généralement la maturité sexuelle à l'âge de 2 ans, mais la plupart des femelles ne se reproduisent pas avant l'âge de 3 ou 4 ans (moyenne = 3,6 ans; écart-type = 1,2; n = 16). Il y a eu trois cas de femelles de un an qui se sont reproduites et ont sevré avec succès des portées en captivité; aucun mâle de un an en captivité n'est parvenu à se reproduire (tableau 1).

Tableau 1. Succès reproductif des marmottes de l'île de Vancouver en captivité en fonction de l'âge. Le calcul a été limité aux années 2005-2017, car il s'agit des années pour lesquelles les paires ont été gérées de façon uniforme. Les jeunes de un an étaient généralement maintenus dans des situations de groupe; par conséquent, le nombre exact d'accouplements infructueux impliquant des femelles de un an n'a pas pu être déterminé, mais il y a eu trois cas où des femelles de un an ont mis bas. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation.

Âge	Mâles		Femelles	
	n	Succès reproductif (%)	n	Succès reproductif (%)
1	0	s.o.	inconnu	3 cas
2	61	29,5	68	26,5
3	63	44,4	68	33,8
4	65	46,2	58	53,4
5	61	44,3	47	46,8
6	48	52,1	41	53,7
7	43	44,2	31	58,1
8	34	47,1	27	33,3
9	25	24,0	26	50,0
10	19	10,5	23	34,8
11	5	0	19	26,3
12	0	s.o.	11	9,1
13	0	s.o.	4	25,0

Âge	Mâles		Femelles	
	n	Succès reproductif (%)	n	Succès reproductif (%)
14	0	s.o.	1	0,00
Total	424	40,3	424	40,3

L'ovulation est provoquée par l'accouplement (Keeley *et al.*, 2012); ce dernier a généralement lieu au moment de la sortie de l'hibernation, à la fin d'avril ou au début de mai. La marmotte de l'île de Vancouver n'est pas strictement monogame, et l'on rapporte de nombreux cas de polygynie (Bryant, 1998). La gestation dure de 30 à 32 jours (Keeley *et al.*, 2003). En captivité, 40,3 % (IC à 95 % = 35-45 %, n = 424) des couples reproducteurs réussissent à sevrer des portées (figure 4). Au moment du sevrage, la portée est composée de 1 à 7 petits dans la population sauvage (moyenne = 3,4; écart-type = 1,1; n = 58; Bryant, 2005), et c'est aussi le cas en captivité (moyenne = 3,39; n = 167; Jackson *et al.*, 2015). À l'état sauvage, le rapport des sexes des petits sevrés ne s'écarte pas de 1:1, mais, dans le cas des petits sevrés en captivité, il est légèrement déséquilibré en faveur des mâles (55 % de mâles; n = 167 portées; Jackson *et al.*, 2015).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Breeding Pairs = Couples reproducteurs

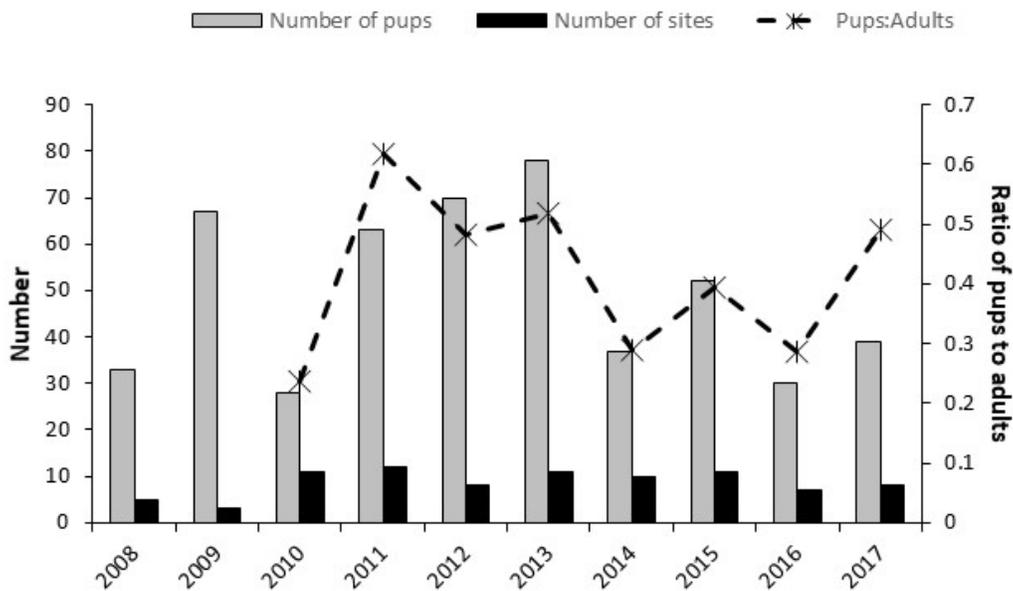
Weaned Litters = Portées sevrées

Number = Nombre

Figure 4. Succès reproductif, mesuré en fonction du nombre de portées de marmottes de l'île de Vancouver en captivité. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation.

En captivité, la probabilité de sevrage d'une portée varie selon l'âge, les individus de 2 ans produisant moins de portées que les adultes plus âgés (tableau 1; Bryant, 2005). Cette tendance a également été observée chez les individus à l'état sauvage (Bryant, 2005). L'âge le plus avancé auquel des marmottes de l'île de Vancouver se sont reproduites avec succès en captivité est de 13 ans pour les femelles et de 10 ans pour les mâles.

À l'état sauvage, les femelles peuvent sevrer des petits au cours d'années consécutives, mais la plupart des femelles réussissent à sevrer des portées seulement tous les 2 ans (intervalle moyen entre les portées = 1,9 an, écart-type = 0,7; n = 17; Bryant, 2005). On ne sera guère surpris de constater qu'il y a une variation annuelle considérable de la reproduction à l'état sauvage (figure 5, tableau 2). La supplémentation alimentaire (biscuits pour animaux folivores Mazuri®) au printemps a été corrélée avec une forte reproduction sur une montagne; elle a donc été poursuivie sur plusieurs montagnes (Jackson *et al.*, 2015), notamment 5 montagnes en 2017 (Jackson, comm. pers., 2017a). L'impact positif, s'il y en a un, de la supplémentation alimentaire sur la survie et la reproduction des marmottes n'a pas encore été quantifié.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Number of pups = Nombre de petits

Number of sites = Nombre de sites

Pups: Adults = Petits:adultes

Number = Nombre

Ratio of pups to adults = Rapport petits:adultes

Figure 5. Reproduction de la marmotte de l'île de Vancouver à l'état sauvage. Le nombre de petits correspond au nombre minimal de petits sevrés à l'état sauvage, et le nombre de sites, au nombre minimal de montagnes où des petits sevrés ont été observés. Toutes les colonies et les montagnes n'ont pas été visitées chaque année, et l'intensité des activités de recherche et l'efficacité ont varié d'une année à l'autre; par conséquent, les valeurs illustrées devraient être considérées comme un indice. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation.

Tableau 2. Reproduction de la marmotte de l'île de Vancouver de la sous-population de la région des lacs Nanaimo. Des activités de recherche intensives et uniformes sur plusieurs années ont été menées dans cette région, ce qui permet d'obtenir une représentation plus exacte de la variation annuelle de la reproduction que ne le permet la figure 5. Pour calculer le nombre de nouveau-nés par femelle en âge de se reproduire, on a fait la moyenne entre le nombre minimal et le nombre maximal de femelles en âge de se reproduire. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation.

Année	N ^{bre} minimal de colonies avec nouveau-nés	N ^{bre} de femelles en âge de se reproduire (min.-max.)	N ^{bre} minimal de nouveau-nés	N ^{bre} moyen de nouveau-nés par femelle en âge de se reproduire
2012	9	27–38	61	1,88
2013	9	21–34	64	2,33
2014	4	19–22	16	0,78
2015	8	16–23	35	1,79
2016	4	15–16	13	0,84
2017 ¹	5	11–11	22	2,00

¹ Données en date de la fin d'août 2017. Toutes les valeurs de 2017 pourraient être sous-estimées.

Utilisation des terriers

La marmotte de l'île de Vancouver construit des terriers dans lesquels elle hiberne, met bas et élève ses petits, se cache des prédateurs et se protège des conditions environnementales défavorables (Bryant et Blood, 1999). Les terriers (y compris les terriers d'hibernation) sont habituellement réutilisés pendant plusieurs années par les mêmes individus et groupes sociaux (Bryant, 1998). Plusieurs réseaux de terriers ont été occupés durant plus de 30 ans. Les terriers-abris utilisés pour se soustraire aux prédateurs consistent en un trou peu profond creusé sous un rocher ou la racine d'un arbre. Les terriers utilisés durant la nuit ou pour mettre bas sont plus complexes et comptent souvent plus d'une entrée. Comme les terriers-abris, ils se trouvent habituellement sous des blocs rocheux ou des racines. Les terriers d'hibernation sont probablement assez profonds pour se retrouver sous la ligne de gel.

Régime alimentaire

Martell et Milko (1986) ont identifié les plantes consommées par la marmotte de l'île de Vancouver à partir d'échantillons fécaux prélevés dans trois colonies. Ils ont conclu que les marmottes dépendaient de la danthonie intermédiaire (*Danthonia intermedia*) et de cypéracées (*Carex* spp.) au début du printemps, puis qu'elles se nourrissaient de plantes herbacées, en particulier le lupin à folioles larges (*Lupinus latifolius*) et l'ériophylle laineux (*Eriophyllum lanatum*) en été et en automne. Le phlox diffus (*Phlox diffusa*) s'avère important pour l'espèce au début de l'été.

Le régime alimentaire dans les autres colonies de marmottes est inconnu. Parmi les plantes consommées par les marmottes dans les colonies se trouvant à l'intérieur de blocs de coupe en terrain peu élevé figurent des graminées, l'immortelle blanche (*Anaphalis margaritacea*), des fraises des bois (*Fragaria* spp.), l'épilobe à feuilles étroites (*Chamaenerion angustifolium*) et le lupin à folioles larges (Bryant, 1998).

Physiologie et adaptabilité

Les marmottes de l'île de Vancouver à l'état sauvage hibernent habituellement pendant environ 210 jours (date moyenne d'entrée en hibernation = 1^{er} octobre, IC à 95 % = 28 septembre au 3 octobre, n = 49; date d'émergence moyenne = 28 avril, IC à 95 % = 26 au 30 avril, n = 43; Bryant et McAdie, 2003). La durée de l'hibernation est beaucoup plus courte en captivité (Bryant et McAdie, 2003). Durant l'hibernation, la température corporelle des marmottes approche les 5 °C. Des éveils spontanés se produisent tous les 10 à 14 jours. Le réchauffement et le refroidissement subséquent pendant une période d'éveil se produisent sur une période d'environ 24 heures (McAdie, comm. pers., 2018). Durant la saison d'activité, la température corporelle des marmottes fluctue entre 34 et 39 °C (McAdie, comm. pers., 2018); les marmottes contrôlent leur température au moyen de leur posture et se servent de terriers et de blocs rocheux « de repos » pour éviter l'hyperthermie (Melcher *et al.*, 1990).

L'« adaptabilité » de la marmotte de l'île de Vancouver à un paysage modifié par l'humain a fait couler beaucoup d'encre (Munro *et al.*, 1985). De nombreux individus ont colonisé et se sont reproduits avec succès dans des milieux modifiés par l'humain. Toutefois, ces milieux ont probablement agi comme des pièges écologiques (Bryant, 1996, 1998). Les populations ayant colonisé les pistes de ski du mont Green ou les résidus miniers du mont Washington au cours des années 1980 sont disparues. Il y a toujours des marmottes sur les pistes de ski du mont Washington, probablement parce que les clairières sont maintenues et que les activités humaines dissuadent les prédateurs de fréquenter ces endroits. Bien qu'une grande quantité d'habitat potentiel ait été créée par l'exploitation forestière à plus de 700 m d'altitude, seule une petite proportion de cet habitat a été colonisée à un moment ou à un autre, et les colonies dans les blocs de coupe ont disparu 5 à 19 ans après s'y être établies.

Les traits reproductifs et de nombreux traits comportementaux des marmottes de l'île de Vancouver élevées en captivité sont comparables à ceux observés chez leurs congénères à l'état sauvage (Bryant, 2005; Blumstein *et al.*, 2006), bien que Werner (2005, 2018) ait rapporté que, pendant la saison d'activité au cours de laquelle elles ont été lâchées, les marmottes élevées en captivité avaient un domaine vital de 50 % plus petit que celui des marmottes sauvages, entreprenaient des interactions sociales plus nombreuses et étaient, au départ, plus méfiantes (d'après la distance de fuite) que les marmottes nées dans la nature. Le niveau de stress, mesuré par la concentration de cortisol dans les poils, est plus faible chez les marmottes vivant en captivité que chez les marmottes à l'état sauvage (Acker, 2018). Les marmottes nées en captivité semblent bien s'adapter une fois libérées dans la nature : elles se nourrissent de graminées et de fleurs, prennent du poids, sifflent à l'approche de prédateurs, creusent des terriers et hibernent au

bon moment (Bryant, 2007). Le niveau de stress, d'après le cortisol dans les poils, est toutefois plus élevé chez les marmottes nées en captivité nouvellement lâchées (Acker, 2018). De plus, au cours de leur première hibernation dans la nature, les marmottes nées en captivité peuvent présenter un taux de survie jusqu'à 75 % inférieur à celui des marmottes nées dans la nature. Cependant, si elles survivent à leur première hibernation dans la nature, leur taux de survie hivernal au cours des années suivantes est semblable à celui des marmottes sauvages (Jackson *et al.*, 2016).

Dispersion

Comme de nombreuses autres marmottes de montagne, la marmotte de l'île de Vancouver possède une structure démographique dans laquelle la dispersion entre habitats en altitude est importante pour le maintien du flux génique (Armitage, 2014). Les données fondées sur le marquage (Bryant, 1990, 1998), la radiotélémétrie (Bryant et Page, 2005) et l'analyse de l'ADN (Kruckenhauser *et al.*, 2009) semblent indiquer que les colonies de la région des lacs Nanaimo étaient reliées par des mouvements occasionnels de dispersion.

Les individus qui se dispersent sont le plus souvent des mâles et des femelles de 2 ans. La distance de dispersion maximale en ligne droite enregistrée pour une marmotte née à l'état sauvage est de 31 km. Toutefois, en 2015, une marmotte de l'île de Vancouver mâle adulte non marquée a été capturée à Bamfield, à plus de 60 km de la plus proche colonie connue (Marmot Recovery Foundation, 2015; Pendergast, comm. pers., 2015). En général, cependant, la distance de dispersion ne dépasse pas 10 km (tableau 3). Les marmottes élevées en captivité qui ont été lâchées se déplacent jusqu'à 20 km du site de lâcher l'année où elles sont lâchées (tableau 3).

Tableau 3. Mentions de dispersion des marmottes de l'île de Vancouver nées dans la nature ou nées en captivité dans les années qui ont suivi leur lâcher. Des marmottes nées en captivité n'ont été introduites qu'à partir de 2003. Seules les mentions où l'âge et le sexe et/ou la distance étaient fournis ont été incluses.

Source	Âge et sexe	Distance en ligne droite
Heard (1977)	Mâle mature	0,9 km
Bryant (1998)	Mâle de 2 ans	7,4 km
	Mâle de 2 ans	5,9 km
	Prob. femelle de 2 ans	7,4 km
Jackson et Doyle (2013)	Femelle de 1 an	
	Femelle de 1 ou 2 ans	
	Mâle de 2 ans (X6)	
	Femelle de 2 ans	

Source	Âge et sexe	Distance en ligne droite
	Mâle de 2 ou 3 ans (X2)	
	Femelle de 2 ou 3 ans	
	Mâle de 3 ans	
Jackson <i>et al.</i> (2014)	Mâle de 2 ans	
	Prob. mâle de 2 ans	
	Mâle	31 km
	Femelle de 2 ans	11 km
Jackson et Lester (2015)	Jeune de 1 an	4 km
	Données non fournies (X5)	3,5 km, 8 km, 12 km, 14 km, 14 km, 22 km
Jackson (2016)	Données non fournies (X4)	2,5 km, 2,5 km, 4,5 km, 6 km

Relations interspécifiques

Le couguar, le loup gris et l'Aigle royal sont des prédateurs opportunistes de la marmotte de l'île de Vancouver. Les marmottes réagissent habituellement à ces espèces de prédateurs ainsi qu'aux petits rapaces, aux cerfs et aux wapitis, qui ne représentent aucune menace, en sifflant ou en se réfugiant dans leurs terriers. La marmotte de l'île de Vancouver, hôte important pour certaines espèces de parasites, est le seul hôte connu du ver intestinal *Diandrya vancouverensis* (Mace et Shepard, 1981); elle est possiblement aussi un hôte pour une espèce de mite intrafolliculaire génétiquement unique et pour une espèce de *Mycoplasma* (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Entre 1972 et 2006, des relevés des populations ont permis d'estimer le nombre minimal d'adultes, de jeunes de 1 an et de nouveau-nés dans 49 colonies pour 1 569 colonies-années. Bryant et Janz (1996) ont estimé l'exactitude de ces relevés et ont constaté que l'efficacité des dénombrements était très variable. En effet, la capacité de détecter les marmottes dépend de la taille de la colonie, de l'heure du jour, de la saison et du sexe, de l'âge et de l'état reproductif des marmottes. Bien qu'il ait fallu plus de 9 visites pour obtenir un dénombrement presque complet des marmottes dans une colonie, de 2 à 4 dénombrements ont généralement permis de détecter de 65 à 75 % des individus présents. Ils ont conclu que, pour les colonies visitées une seule fois, les observateurs ont

probablement compté 40 à 60 % des adultes présents, selon la période de l'année. L'efficacité du dénombrement était plus élevée au début de la saison d'activité, lorsque le couvert végétal était moins important. Pour la plupart des combinaisons colonie-année avec 2 visites ou plus en juin et en juillet, les observateurs ont probablement aperçu 66 à 78 % des adultes et 75 à 89 % des jeunes. Les limites de confiance de ces estimations ne sont pas fiables en raison des différences de couverture, de visibilité, d'expérience des observateurs et d'intensité du dénombrement.

Les méthodes de réalisation de relevés ont changé au fil du temps, en raison de la dépendance croissante à l'égard de la télémétrie et du déclin des populations. Il est plus facile de compter un petit nombre de marmottes munies de radioémetteurs dans une colonie donnée que de les dénombrer si leur nombre dépasse 30 et qu'elles ne sont pas marquées, ou de lire les étiquettes d'oreille avec un télescope d'observation (Bryant, 1996). Par conséquent, l'efficacité des dénombrements s'est accrue au fil du temps, et les estimations démographiques faites depuis 2000 sont susceptibles de s'approcher des effectifs d'un recensement réel.

Des visites à la plupart des colonies connues ont lieu chaque année, le nombre et la durée des visites étant variables. Par exemple, en 2017, des équipes de terrain de 1 à 8 personnes ont visité 16 des 25 montagnes où l'on sait qu'il y a des colonies actives de marmottes. Chaque colonie a été visitée de 1 à 49 fois (médiane = 6,5, $n = 16$; Jackson, comm. pers., 2017b). Outre les visites aux colonies, on a effectué le suivi des marmottes munies d'un radioémetteur par télémétrie terrestre et aérienne pour déterminer la date d'émergence au printemps, les déplacements, le taux de survie et la date d'entrée en hibernation (Vancouver Island Recovery Team, 2017). La plupart des marmottes nées en captivité qui ont été lâchées dans la nature étaient munies d'un radioémetteur (nombre moyen de marmottes lâchées avec des émetteurs = 31,1; écart-type = 25,61; $n = 16$), et, entre 1992 et 2017, une moyenne de 12,6 marmottes nées dans la nature (écart-type = 12,9; $n = 26$) ont été munies pour la première fois d'un radioémetteur. De même, chaque année, en moyenne, 2,8 marmottes nées en captivité (écart-type = 3,3; $n = 12$) et 2,8 marmottes sauvages (écart-type = 3,0; $n = 24$) ont vu leur radioémetteur remplacer parce que les piles avaient atteint ou dépassé leur durée de vie. Depuis au moins 2010, des caméras fauniques ont également été utilisées pour effectuer le suivi de la présence de marmottes dans les colonies (MacDermott *et al.*, 2010). Ces caméras sont souvent installées pour surveiller les mangeoires dans lesquelles une supplémentation alimentaire est fournie aux marmottes au début du printemps (Doyle, 2011). En 2017, six colonies ont fait l'objet de suivi à l'aide de caméras fauniques, la plupart du temps il y avait une ou deux caméras par colonie.

À partir de 2010, une méthode normalisée a été utilisée pour estimer le nombre de marmottes. Le dénombrement des effectifs dans une population correspond au nombre d'individus dont on sait ou dont on pense qu'ils sont vivants. Pour chaque montagne, le nombre minimal et maximal d'individus détectés est déterminé. Le nombre minimal représente le nombre d'individus uniques vus par les chercheurs ou détectés vivants par télémétrie durant la saison d'activité. Une marmotte munie d'un radioémetteur est exclue du dénombrement si elle a été détectée vivante au cours de l'année, mais que son

émetteur a ensuite émis un signal de mortalité avant l'hibernation. Le nombre maximal d'individus comprend aussi les individus que l'on croit être des individus uniques, sans qu'on puisse toutefois écarter la possibilité qu'ils aient déjà été comptés. Par exemple, une portée peut sembler être composée de 6 nouveau-nés, mais seulement 4 nouveau-nés ont été aperçus pendant l'observation sur le terrain. Le nombre minimal détecté ne tient compte que de 4 nouveau-nés, tandis que le nombre maximal tient compte des 6 nouveau-nés. Le nombre maximal d'individus détectés comprend également les marmottes détectées par télémétrie au cours des deux dernières années, mais pas durant l'année en cours. Le dénombrement de la population déclaré chaque année correspond à la moyenne du nombre minimal et maximal d'individus détectés pour cette année. Pour les dénombrements de la population totale et des marmottes adultes, les valeurs minimale et maximale sont en moyenne de 13,1 % (écart-type = 6,1 %, n = 8) et de 15,2 % (écart-type = 5,6 %, n = 8) inférieure et supérieure aux nombres déclarés, respectivement.

Les dénombrements de la population inclus dans le présent rapport excluent les marmottes nées en captivité dans l'année où elles ont été lâchées. Ces marmottes nées en captivité sont incluses dans le dénombrement de la population sauvage une fois qu'elles ont survécu à une hibernation dans la nature. Les marmottes nées en captivité qui survivent à leur premier hiver dans la nature se reproduisent et sèvrant généralement des petits nés à l'état sauvage, contribuant ainsi à la croissance démographique.

Abondance

Le nombre de marmottes de l'île de Vancouver dénombrées dans la nature en 2017 était de 135 (min. = 127, max. = 142), et 91 d'entre elles (min. = 86, max. = 95) étaient des individus matures (≥ 2 ans) et 38 autres (min. = 37, max. = 39), des nouveau-nés (Marmot Recovery Foundation, données inédites). Ce nombre exclut 11 marmottes de un an nées en captivité qui ont été lâchées en 2017 et 3 marmottes de un an nées en captivité qui ont été lâchées en 2016 sur le mont Washington et transférées ailleurs ensuite en 2017; ces individus ont été exclus, car ils n'avaient pas encore survécu à leur première hibernation dans la nature. Compte tenu des activités et méthodes d'échantillonnage, le résultat de ce dénombrement s'approche probablement du nombre total de marmottes dans la population sauvage. Même si les activités d'inventaire actuelles se concentrent sur les colonies que l'on sait occupées ou récemment occupées, d'après les activités de recherche antérieures (décrites à la section « Répartition »), il est peu probable que de grandes colonies de marmottes n'aient pas été comptées à moins qu'il s'agisse de colonies récemment établies dans des blocs de coupe qui ne sont pas fréquentés par les humains. Les colonies établies dans les blocs de coupe risquent, cependant, de disparaître dans les 5 à 19 années suivantes (Bryant, 1996, 1998).

À la fin de 2017, on comptait 49 marmottes dans la population en captivité, dont 19 nouveau-nés. Environ la moitié de ces marmottes étaient des individus matures. Bien que la population en captivité ait une structure d'âge très jeune, la plupart des marmottes nées en captivité sont lâchées à l'âge de un an. Par conséquent, de nombreux petits ne sont pas recrutés dans la population captive.

Fluctuations et tendances

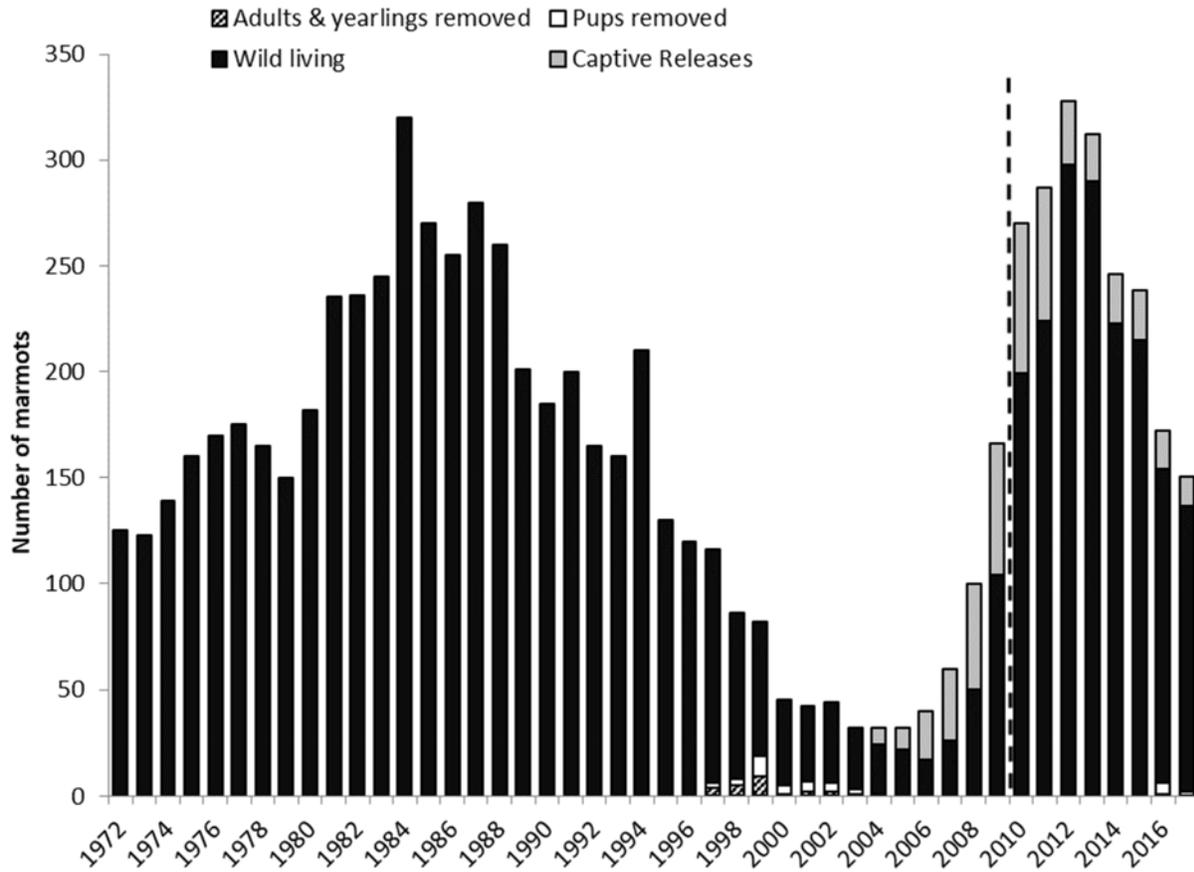
Population sauvage

La taille des colonies de la marmotte de l'île de Vancouver fluctue d'une année à l'autre, chaque colonie pouvant présenter une tendance démographique différente (COSEWIC, 2008). La colonisation des milieux de bloc de coupe au cours des années 1980 a entraîné des changements spectaculaires des densités locales de marmottes. La plupart des cas de colonisation se sont produits dans un rayon de 1 à 2 km de colonies naturelles existantes (Bryant, 1998), et la plupart des nouvelles colonies sont devenues beaucoup plus grandes que celles se trouvant dans les milieux naturels adjacents (COSEWIC, 2008).

Vers le milieu des années 1980, plus de la moitié des populations connues de marmottes vivaient sur quatre montagnes voisines dans la région des lacs Nanaimo, la majorité des individus vivant à l'intérieur de blocs de coupe au pic Butler, au lac Haley, au pic Gemini et au mont Green. Lorsque la population de marmottes s'est effondrée dans les années 1990, les déclinés se sont souvent produits en premier dans les zones les plus densément peuplées. Bryant (1998) croit que ces fortes densités locales attiraient les prédateurs. Le suivi des couguars et des loups gris munis d'un radioémetteur a confirmé cette hypothèse, car certains prédateurs sont revenus à plusieurs reprises chasser dans les mêmes prés. Au cours de l'effondrement démographique des années 1990, l'effectif de la colonie du lac Haley (Heard, 1977; Bryant, 1996) est passé de 25 à 10 marmottes en 1994-1995. La plus grande colonie jamais enregistrée, 39 individus (1994) dans les blocs de coupe des « routes ouest » du pic Butler, ne comptait plus que 15 individus en 1995. Inversement, les colonies dans les prés naturels présentant de faibles densités et n'ayant pas de colonies de blocs de coupe voisines étaient plus susceptibles de persister. Au début des années 2000, le nombre de marmottes dans la région des lacs Nanaimo était tombé à environ 30 individus, la plupart vivant en faibles densités dans des colonies naturelles situées en périphérie de leur aire géographique.

Grâce aux lâchers de marmottes nées en captivité et à la reproduction des marmottes nées en captivité et des marmottes nées dans la nature, la population sauvage a augmenté de façon spectaculaire, passant de quelque 85 individus en 2007 à près de 300 individus moins de 7 ans plus tard, en 2012-2013 (figure 6). Entre 2013 et 2017, la population a diminué à un taux annuel de 3 à 30 %. Ce taux tenait compte du recrutement dans la population sauvage des marmottes élevées en captivité qui ont été lâchées, de sorte que le taux de déclin fondé sur la reproduction et la survie des marmottes dans la population sauvage était encore plus élevé. Les deux premières années du plus récent déclin de la population, 2013-2015, ont été caractérisées par un déclin du nombre de subadultes (nouveau-nés et jeunes de un an). Pendant cette période, le nombre d'individus matures est demeuré supérieur à 120 (figure 7). Cependant, entre 2015 et 2017, la population d'individus matures a diminué annuellement de plus de 15 %. Le déclin était lié à un faible taux de reproduction dans la nature de 2014 à 2016 (figure 5) et, en 2015-2016, à un taux de survie hivernale anormalement faible dans la région de Strathcona (Marmot Recovery Foundation, 2016b). Ces années correspondent à trois années de conditions de

sécheresse estivale sur l'île de Vancouver, combinées à une supplémentation relativement faible de la population au moyen de marmottes élevées en captivité (figure 6). En 2017, la sous-population de la région des lacs Nanaimo a subi une forte prédation de la part du cougar.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Adults & yearlings removed = Marmottes adultes et jeunes de un an prélevés

Pups removed = Petits prélevés

Wild living = Marmottes vivantes à l'état sauvage

Captive Releases = Marmottes élevées en captivité lâchées

Number of marmots = Nombre de marmottes

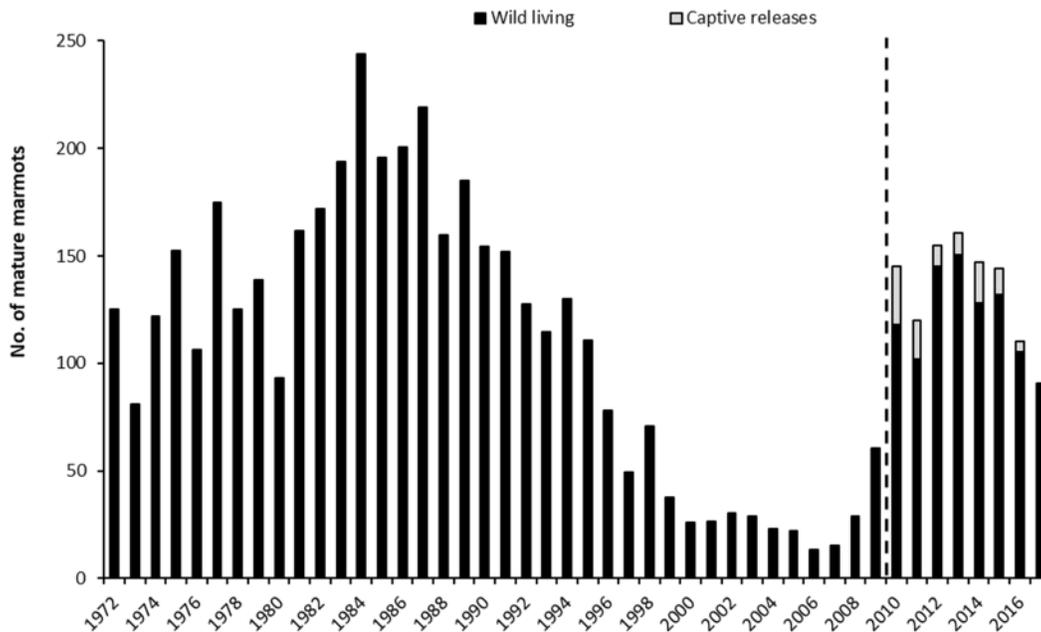
Figure 6. Taille de la population de la marmotte de l'île de Vancouver. Le nombre de marmottes vivantes à l'état sauvage comprend les marmottes nées dans la nature et les marmottes nées en captivité qui ont été lâchées et qui ont survécu à au moins une hibernation dans la nature. Les marmottes élevées en captivité lâchées sont les marmottes lâchées dans la nature qui ont survécu jusqu'à leur première hibernation. Des marmottes ont été prélevées dans la nature pour établir (1997-2004) et accroître (2016-2017) la population élevée en captivité. Avant 2010 (ligne tiretée), les méthodes utilisées pour estimer les effectifs variaient, et, par conséquent, les estimations ne sont pas directement comparables; à compter de 2010, une méthode normalisée a été utilisée pour calculer les estimations de la population. La figure est adaptée et mise à jour d'après une figure dans Jackson *et al.* (2015) avec leur autorisation. Les données pour 2014-2017 ont été fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation. Les données sur les prélèvements effectués en 1997-2004 ont été fournies par le COSEWIC (COSEWIC, 2008).

Tableau 4. Taux de croissance observé ($\lambda = N_{t+1}/N_t$) de la population de marmottes de l'île de Vancouver, où $\lambda > 1$ signifie que les effectifs sont en train d'augmenter et $\lambda < 1$ signifie qu'ils sont en train de diminuer. Pour l'ensemble de la population, le taux de croissance comprend le recrutement de marmottes nées en captivité dans la population, une fois qu'elles ont survécu à une hibernation dans la nature (c.-à-d. que les marmottes nées en captivité et lâchées en 2010 sont considérées comme faisant partie de la population en 2011 si elles survivent jusque-là). Il n'y a pas eu de lâchers de marmottes nées en captivité dans la sous-population des lacs Nanaimo de 2012 à 2017; par conséquent, le taux de croissance λ de la sous-population des lacs Nanaimo ne tient compte que de la reproduction et de la survie. Données fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation.

	Ensemble de la population		Sous-population des lacs Nanaimo	
	λ (tous âges confondus)	λ (adultes)	λ (tous âges confondus)	λ (adultes)
2010	1,13	0,86		
2011	1,33	1,42		
2012	0,97	1,04	1,22	1,21
2013	0,77	0,85	0,52	0,64
2014	0,97	1,03	0,96	1,00
2015	0,69	0,80	0,67	0,80
2016	0,91	0,86	0,99	0,72

Les baisses démographiques se sont traduites par une réduction moyenne de 50 % du nombre de marmottes par montagne. Exception faite du mont Washington, en 2013, il y avait en moyenne 10,0 marmottes (écart-type = 10,3; plage = 1-46; n = 29) par montagne où des marmottes étaient détectées. En 2017, il n'y avait plus que 5,4 marmottes (écart-type = 5,0; plage = 1-19; n = 23) en moyenne. Au mont Washington, il y avait au moins 47-58 marmottes en 2013; leurs effectifs n'étaient plus que de 31 en 2017.

En 2012, on a décidé de mettre fin aux lâchers de marmottes nées en captivité dans la sous-population des lacs Nanaimo. En 2013, on a aussi arrêté la supplémentation alimentaire au printemps. En l'absence de mesures de gestion, le nombre d'individus matures dans la sous-population des lacs Nanaimo a augmenté de près de 20 % entre 2012 et 2013, cette augmentation étant suivie d'un déclin important entre 2013 et 2014. Depuis 2014, le nombre total d'individus et le nombre d'individus matures ont continué de diminuer (tableau 4). En 2017, l'augmentation de la sous-population des lacs Nanaimo par des lâchers de marmottes élevées en captivité et de marmottes sauvages (transférées depuis des blocs de coupe) a repris; ces individus n'ont pas été inclus dans les effectifs de 2017 présentés pour la région des lacs Nanaimo.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Wild living = Marmottes vivantes à l'état sauvage
 Captive releases = Marmottes élevées en captivité lâchées
 No. of mature marmots = Nombre de marmottes matures

Figure 7. Nombre approximatif de marmottes de l'île de Vancouver matures. Avant 2010 (ligne tiretée), on a obtenu les estimations en multipliant le nombre total de marmottes par le pourcentage d'adultes estimé d'après les données du COSEPAC (COSEWIC, 2008; figure 5, 1972-2006) ou, dans le cas de 2007-2009, par le pourcentage moyen d'adultes dans la population au cours de la période 2010-2017 (58 %). Les estimations pour la période 2003-2009 ne font pas de distinction entre les individus élevés en captivité nouvellement lâchés, les individus élevés en captivité qui se sont établis dans la nature et les individus nés dans la nature. Les estimations pour la période 2010-2017 sont fondées sur des dénombrements directs de marmottes adultes; le nombre de marmottes vivantes à l'état sauvage comprend les marmottes nées dans la nature et les marmottes nées en captivité qui ont été lâchées et ont survécu à au moins une hibernation dans la nature, tandis que les marmottes élevées en captivité lâchées sont les marmottes lâchées dans la nature qui ont survécu jusqu'à leur première hibernation. Données pour la période 2010-2017 fournies gracieusement par la Marmot Recovery Foundation.

La tendance démographique sur trois générations (2001-2017) chez les individus matures est positive, mais non linéaire (figure 7). C'est le résultat d'une phase distincte d'augmentation de la population suivant un creux historique en 2003, puis une baisse entre 2012 et 2017. En tout, la population a augmenté de 288 ou 284 %, en supposant une croissance exponentielle ou linéaire, respectivement. Si l'on ne considère que les 2 premières générations, la population a augmenté de 1 332 ou 731 %. Cependant, la population a diminué de 78 ou 66 % au cours de la dernière génération (2012-2017), ces chiffres correspondant encore une fois à une croissance exponentielle et linéaire, respectivement.

Modélisation de la viabilité de la population

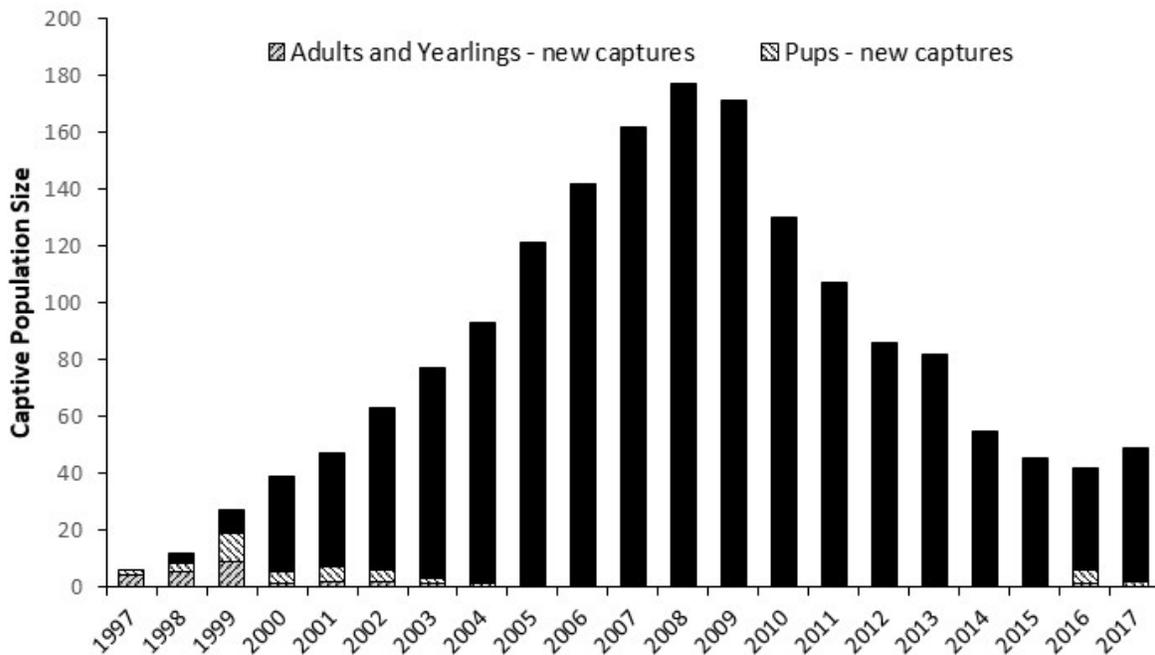
Dans le cadre d'un atelier de l'UICN, les participants ont construit un modèle de population stochastique (analyse de viabilité de la population [AVP]; *VORTEX* 10.0.8; Lacy et Pollak, 2014) pour étudier les stratégies de rétablissement possibles de la marmotte de l'île de Vancouver (Jackson *et al.*, 2015). Deux modèles ont été construits pour explorer les valeurs extrêmes des taux démographiques observés chez la sous-population des lacs Nanaimo. Le modèle correspondant à une « population en santé » ($\lambda = 1,07$) utilisait les taux de survie estimés pour les périodes où la sous-population était stable ou en augmentation (2003-2007 et 2011-2013), tandis que le modèle correspondant à une « population en déclin » ($\lambda = 0,88$) utilisait les taux de survie estimés pour les années où la sous-population était en déclin (1987-2004).

Le déclin démographique prévu et la probabilité de disparition résultante varient considérablement selon les scénarios représentant une combinaison de taux de mortalité réduits et de divers niveaux de supplémentation au moyen d'un élevage en captivité. Les prévisions du modèle de population en santé suggèrent que la probabilité de disparition après 100 ans (PD_{100}) est inférieure à 1 % avec une taille de population moyenne prévue de 215 marmottes $\pm 54,5$ (écart-type) (Jackson *et al.*, 2015). La probabilité de disparition (PD_{100}) est demeurée faible dans une fourchette de valeurs de capacité de charge et de taille initiale de la population. En revanche, avec le modèle de population en déclin, la PD_{100} est de 100 %. Pour maintenir la taille initiale de la population selon le modèle de population en déclin, il faudrait réduire les taux de mortalité de 40 % ou augmenter la taille de la population au moyen de « lâchers annuels efficaces » de 25 individus (c.-à-d. marmottes nées en captivité qui sont lâchées et survivent jusqu'au printemps suivant leur libération) (Jackson *et al.*, 2015).

Des simulations aux fins de l'AVP ont été générées pour une période de 100 ans, où la catégorie « en voie de disparition » pour le critère E est évaluée en fonction d'une période de 5 générations (~26 ans). Compte tenu de la figure 9 dans Jackson *et al.* (2015), un scénario de faible taux de survie sans supplémentation a entraîné la disparition de l'espèce dans environ 38 ans. Ce scénario supposait une population initiale de 202 individus; or, il n'y avait que 135 marmottes (min. = 127, max. = 142) à l'état sauvage en 2017. Selon un scénario où la taille de la population initiale serait plus petite, la disparition de l'espèce surviendrait encore plus tôt, et un taux de disparition de 100 % dépasse nettement la probabilité de 20 % requise pour satisfaire au critère de la catégorie « en voie de disparition ». Le taux de croissance intrinsèque stochastique ($r = -0,144$; tableau 3, Jackson *et al.*, 2015) de ce modèle permet d'obtenir une population estimée de 3,19 marmottes après 5 générations lorsque la population initiale est de 135 individus.

Population en captivité

Des marmottes ont été capturées et gardées en captivité pour la première fois en 1997 dans le but de mettre sur pied un programme d'élevage en captivité (Bryant, 2005). En tout, 63 marmottes (25 adultes et 38 petits) ont été prélevées dans la nature pour ce programme (figure 8). Cinquante-cinq d'entre elles ont été mises en captivité de 1997 à 2004, et huit autres marmottes sauvages ont été introduites dans la population captive en 2016 et en 2017 pour accroître la diversité génétique de celle-ci.



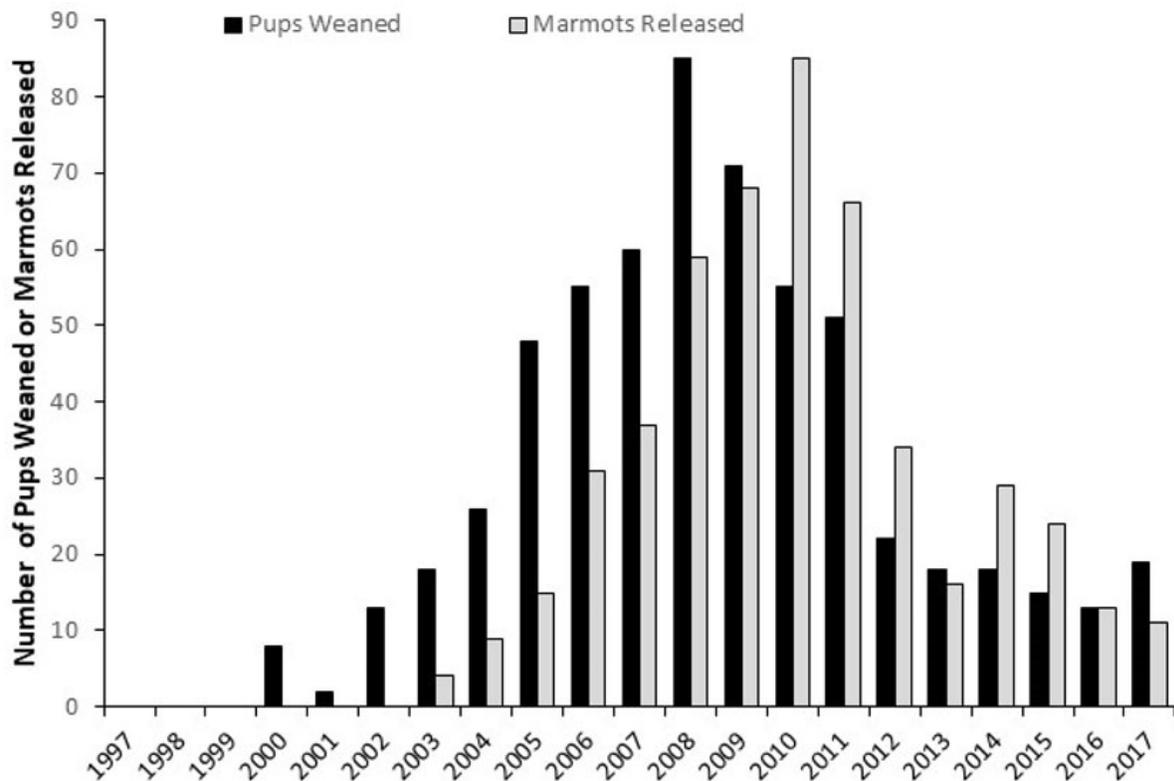
Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Adults and Yearlings – new captures = Marmottes adultes et jeunes de un an – nouvelles captures

Pups – new captures = Petits – nouvelles captures

Captive Population Size = Taille de la population en captivité

Figure 8. Taille de la population de marmottes de l'île de Vancouver en captivité. Les données pour 1997-2016 ont été publiées initialement dans le plan de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver en Colombie-Britannique (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017); figure mise à jour et utilisée avec la permission de l'équipe de rétablissement.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Pups Weaned = Petits sevrés

Marmots Released = Marmottes lâchées

Number of Pups Weaned or Marmots Released = Nombre de petits sevrés ou de marmottes lâchées

Figure 9. Nombre de petits de la marmotte de l'île de Vancouver, nés en captivité, qui ont été sevrés et lâchés. Les données pour 1997-2016 ont été publiées initialement dans le plan de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver en Colombie-Britannique (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017); figure mise à jour et utilisée avec la permission de l'équipe de rétablissement.

Des marmottes sont nées en captivité pour la première fois en 2000 (Bryant, 2005). La population captive est passée de 55 à 177 individus en 2008 (figure 8), le nombre de couples reproducteurs atteignant un sommet de 49 en 2010 (figure 4). À cette époque, la population élevée en captivité était hébergée dans quatre établissements. En 2017, il y avait 49 marmottes en captivité, dont 19 petits (figures 8 et 9).

Le programme d'élevage en captivité a permis de lâcher de 4 à 85 marmottes par année dans la population sauvage depuis 2003 (figure 9). Le sommet de 85 a été atteint en 2010, année où l'on réduisait la taille de la population captive. De 2000 à 2017, les femelles en captivité ont sevré 597 petits et, de 2003 à 2017, 490 marmottes ont été lâchées. Près de 8 marmottes (7,8) ont été lâchées pour chaque marmotte introduite dans la population en captivité.

Immigration de source externe

Il n'y a aucune possibilité d'immigration de source externe naturelle puisqu'il n'y a pas de populations sauvages de marmottes de l'île de Vancouver à l'extérieur de l'île de Vancouver (Colombie-Britannique). Les colonies en déclin pourraient bénéficier d'un apport découlant de la dispersion d'individus s'il y a une colonie active à l'intérieur du rayon de dispersion de l'espèce. Entre 2006 et 2013, il y a eu 10 cas de dispersion naturelle entre les colonies de la sous-population des lacs Nanaimo, 50 % des individus qui se sont dispersés ayant fini par se reproduire là où ils se sont établis (Jackson et Doyle, 2013) et, en 2015, 2 nouvelles montagnes dans le territoire de la sous-population de Strathcona ont été naturellement colonisées par des individus qui se sont dispersés (Jackson et Lester, 2015). Les faibles effectifs actuels de marmottes, leur répartition spatiale limitée et l'isolement de nombreuses colonies donnent à penser qu'il y a peu de chances qu'une colonie de marmottes en déclin se rétablisse naturellement grâce à une immigration de source externe.

La population en captivité a permis d'atténuer le déclin de la population sauvage et peut continuer à le faire. Les résultats du modèle de population stochastique semblent indiquer que, dans des conditions de survie élevée dans la nature, le lâcher de marmottes élevées en captivité ne serait pas nécessaire pour assurer une reconstitution démographique. En revanche, si la population sauvage connaît des taux de mortalité comme ceux observés au cours du déclin de 1984-2004, il faudrait des lâchers efficaces d'environ 25 individus par année (c.-à-d. des lâchers de marmottes élevées en captivité qui survivent à leur première hibernation dans la nature) (Jackson *et al.*, 2015). Le taux de survie hivernal des marmottes élevées en captivité qui ont été lâchées, au cours de leur premier hiver dans la nature, est inférieur à 40 % (Jackson *et al.*, 2016), ce qui signifie que pour atteindre l'objectif de quelque 25 individus qui survivent à l'hiver, il faudrait lâcher environ 63 marmottes élevées en captivité annuellement pour renverser un grave déclin. La capacité de la population en captivité à sauver la population sauvage est limitée principalement par la taille de la population en captivité. Cette dernière a été réduite au cours des dernières années pour des raisons financières; les 2 établissements existants sont à plein rendement et produisent 13 à 22 petits par année.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Les principales menaces immédiates pesant sur la marmotte de l'île de Vancouver sont la prédation par les prédateurs indigènes et la modification de l'écosystème résultant de l'exploitation forestière et de la récolte du bois (d'après le système unifié de classification des menaces de l'UICN-CMP; Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017). On prévoit que les changements et l'altération à long terme de l'habitat causés par les changements climatiques constitueront une menace pour la marmotte de l'île de Vancouver. Parmi les autres menaces dont l'impact potentiel est faible ou négligeable, on retrouve les routes et les voies ferrées, les barrages, le matériel génétique

introduit et les avalanches (annexe 2; voir aussi Vancouver Island Marmot Recovery Team [2017] pour une analyse des menaces à impact faible et négligeable).

Prédation par des espèces indigènes (espèces indigènes problématiques)

La principale menace immédiate pour la marmotte de l'île de Vancouver est la prédation par les espèces indigènes (cougar, loup gris et Aigle royal); on estime que l'impact de cette menace varie d'élevé à faible. La prédation est la cause immédiate de mortalité pour la majorité des marmottes sauvages et des marmottes élevées en captivité qui ont été lâchées (McAdie, 2018), et l'on croit qu'elle était la cause immédiate du déclin des populations dans les années 1990 (Bryant et Page, 2005). Les taux de survie annuels ont diminué entre les années 1980 et les années 2000 (COSEWIC, 2008) et étaient beaucoup plus faibles que durant l'augmentation des effectifs de 2011 à 2013 (Jackson *et al.*, 2015). Les pertes dans chacune des colonies peuvent être catastrophiques en une seule année, et elles sont spatialement corrélées dans le cas de colonies adjacentes (Bryant, 2000). Les indices d'abondance du cougar et du loup gris sur l'île de Vancouver ont augmenté entre le début des années 1980 et les années 2000 (données inédites, B.C. Ministry of Environment; Archibald *et al.*, 1991), peut-être en réponse à un changement de la taille des populations de cerfs (Bunnell, 1990; Bryant et Page, 2005). Les années 1980 et 1990 ont également été associées à une forte abondance des Aigles royaux sur l'île de Vancouver (McAdie, comm. pers., 2016).

La présence du loup gris et du cougar dans l'habitat des marmottes est liée à la répartition de leurs proies principales, le cerf à queue noire et le wapiti de Roosevelt. Ces deux espèces d'ongulés fréquentent les blocs de coupe pour y chercher de la nourriture (Nyberg, 1990). Au cours des années 1980 et 1990, des activités d'exploitation forestière en altitude ont été menées sur l'île de Vancouver (Lindsay, comm. pers., 2016). Cela a peut-être attiré davantage de cerfs et de wapitis ainsi que leurs prédateurs plus près de l'habitat des marmottes, où les prédateurs se sont attaqués de façon opportuniste à ces dernières. L'exploitation forestière en altitude près de l'habitat de la marmotte de l'île de Vancouver (c.-à-d. > 700 m d'altitude) constitue donc une menace indirecte pour celle-ci.

Modification de l'écosystème

La succession végétale dans une zone qui a fait l'objet d'exploitation forestière constitue une menace pour la marmotte de l'île de Vancouver; on estime que l'impact de cette menace est moyen. La marmotte de l'île de Vancouver colonise les blocs de coupe, qui ressemblent à des prés naturels, mais les colonies établies dans les blocs de coupe ne persistent que de 5 à 19 ans (Bryant, 1996, 1998; Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2008). La disparition des colonies dans les blocs de coupe n'est pas causée par l'émigration des marmottes. Elle est plutôt causée par la prédation qui y est plus élevée que dans leur habitat naturel (Bryant, 1996, 1998). De plus, après le déroulement de processus de succession normaux, y compris la plantation et la repousse d'arbres, les blocs de coupe deviennent non convenables comme habitat pour la marmotte. Les blocs de coupe en altitude sont donc considérés comme un habitat puits.

La marmotte de l'île de Vancouver continue de coloniser les blocs de coupe en altitude, trois blocs de coupe occupés ayant été observés entre 2015 et 2018. Comme les blocs de coupe sont un habitat non convenable, l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver transfère les marmottes qui colonisent les blocs de coupe vers des prés naturels (Jackson, 2017a).

Déplacement et altération de l'habitat causés par les changements climatiques

On s'attend à ce que les changements climatiques réduisent la quantité d'habitat convenable pour la marmotte de l'île de Vancouver; l'impact de cette menace varierait d'élevé à faible. Thelin *et al.* (2018) ont estimé la superficie de l'habitat actuel sur l'île de Vancouver et l'ont comparée à la superficie d'habitat qui sera disponible après les changements climatiques à venir. En se basant sur les prévisions les plus pessimistes des changements climatiques (c.-à-d. des émissions élevées sur la période la plus longue), le modèle prévoit que, d'ici 2080, il pourrait y avoir une réduction de 97 % de la quantité d'habitat convenable pour les marmottes. On prévoit que l'augmentation de la température et les étés plus secs réduiront la superficie de la zone biogéoclimatique à pruche subalpine et que la zone biogéoclimatique côtière alpine à éricacées devrait disparaître de l'île de Vancouver. De plus, il y aura une diminution de l'enneigement hivernal, qui est nécessaire pour que les marmottes survivent à l'hibernation dans de nombreuses régions.

La marmotte de l'île de Vancouver, espèce à hibernation obligatoire, a besoin de conditions microclimatiques hivernales particulières. Les changements climatiques pourraient avoir une incidence sur le moment de l'hibernation. La date de sortie de l'hibernation chez la marmotte à ventre jaune a été corrélée avec la date de la fonte des neiges dans un site d'étude au Colorado; en 2014, les marmottes ont émergé 30 jours plus tôt qu'en 1976 (Inoue *et al.*, 2000; Armitage, 2014). La marmotte de l'île de Vancouver pourrait devenir plus vulnérable à la prédation si les individus de l'espèce demeurent actifs plus longtemps à l'automne ou émergent plus tôt au printemps. Werner (2005) rapporte que la date moyenne d'entrée en hibernation des marmottes était presque trois semaines plus tard en 2002-2004 qu'en 1973-1975 (mais voir aussi Bryant et McAdie, 2003), ce qui signifie qu'elles étaient exposées aux prédateurs pendant une plus longue période. Selon des études sur le genre *Marmota*, il y a diminution des taux de reproduction et des taux de survie des jeunes (Armitage, 2014) les années où la fonte des neiges est tardive en raison d'un épais manteau neigeux, probablement parce que la fonte tardive raccourcit la période de croissance (Van Vuren et Armitage, 1991).

Facteurs limitatifs

Quatre facteurs limitatifs touchent la marmotte de l'île de Vancouver : faible taux de reproduction, petite taille des populations, habitat convenable limité à distance de dispersion des colonies actuelles, et isolement génétique (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017).

Faible taux de reproduction

Les marmottes de montagne, y compris la marmotte de l'île de Vancouver, ont un faible rendement reproductif à vie comparativement à d'autres rongeurs (Armitage, 2014). Tel qu'il a été indiqué précédemment, la plupart des marmottes de l'île de Vancouver ne se reproduisent pas avant au moins 3 ans; la taille moyenne des portées sevrées est relativement petite (3,4 petits) et, en moyenne, les femelles matures sur le plan reproducteur ne sèvent une portée que tous les 2 ans (Bryant, 2005).

Petite taille des populations

Les petites populations de marmottes de l'île de Vancouver sont sensibles aux événements stochastiques (Jackson *et al.*, 2015). De plus, certaines données démontrent un effet d'Allee lorsque les populations comptent moins de 250 individus (Brashares *et al.*, 2010). La dispersion et le flux génique sont moins importants dans les petites colonies, ce qui augmente la dérive génétique et le risque de dépression de consanguinité.

Distance pour atteindre un habitat convenable

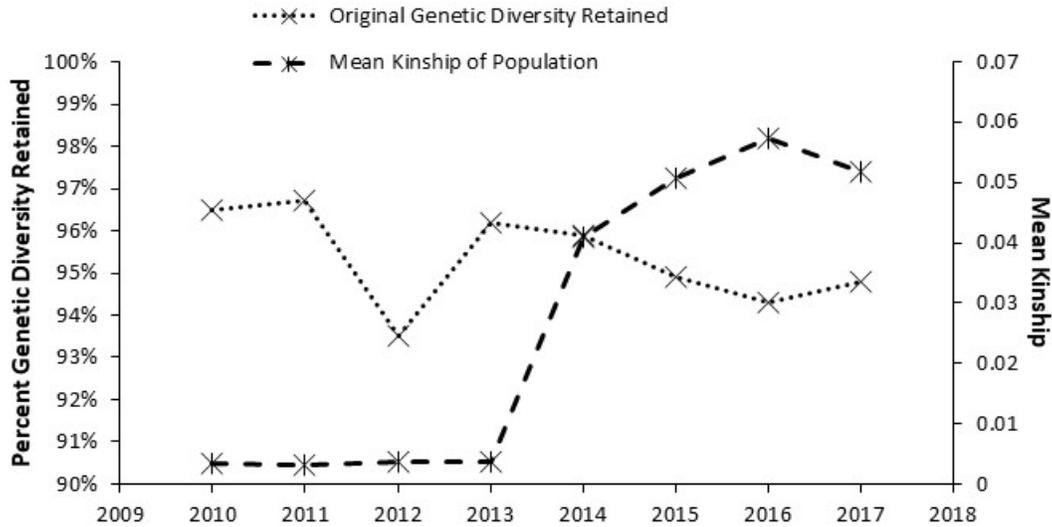
Même s'il semble y avoir suffisamment d'habitat convenable pour les marmottes, une grande partie de cet habitat ne se trouve pas à une distance de dispersion naturelle des colonies existantes, ce qui le rend inaccessible aux marmottes sauvages (Bryant et Janz, 1996).

Isolement génétique

La variation génétique chez la marmotte de l'île de Vancouver est faible (Kruckenhauser *et al.*, 2009), et il existe des indications anecdotiques selon lesquelles la consanguinité peut avoir contribué dans le passé à réduire le succès reproductif dans une montagne isolée (mont Washington; Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017). Bien que la variation génétique chez la population sauvage ait augmenté grâce aux lâchers de marmottes nées en captivité et aux transferts d'individus, la modélisation de la population prévoit que, en l'absence de lâchers de marmottes nées en captivité, il y aura dépression de consanguinité (Jackson *et al.*, 2015). La perte de variation génétique pourrait être atténuée par le transfert occasionnel d'individus d'une sous-population à une autre.

L'analyse généalogique laisse supposer que 95 % de la diversité génétique de la population en captivité a été maintenue (figure 10; Carnio, 2017). Sur les 63 individus introduits dans la population captive, 38 ont contribué génétiquement à la population, bien que le degré de contribution varie considérablement (Carnio, 2017). Les effectifs de la population en captivité sont actuellement en deçà du nombre nécessaire pour maintenir plus de 90 % de la diversité génétique d'origine pendant 5-10 ans supplémentaires (taille prévue de la population captive requise = 80; Carnio, 2017). Par conséquent, pour accroître la diversité génétique de la population en captivité, sept autres individus provenant de la population sauvage ont été mis en captivité en 2016 et en 2017 (figure 8). Les chercheurs sont en train de mettre au point des méthodes de collecte et de

cryoconservation du sperme, d'insémination artificielle et de traitement hormonal pour stimuler la reproduction chez les femelles matures qui n'ont pas encore été fécondées (Jackson *et al.*, 2015; Graham, comm. pers., 2018); toutes ces méthodes faciliteraient le maintien de la diversité génétique dans la population en captivité et dans la population sauvage.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Mean Kinship of Population = Degré de parenté moyen de la population
 Percent Genetic Diversity Retained = Pourcentage de diversité génétique retenu
 Mean Kinship = Degré de parenté moyen
 Original Genetic Diversity Retained = Diversité génétique d'origine retenue

Figure 10. Maintien de la diversité génétique au sein de la population de marmottes de l'île de Vancouver en captivité. L'augmentation de la diversité génétique entre 2012 et 2013, même si aucune marmotte sauvage n'a été ajoutée à la population en captivité, s'explique du fait qu'une femelle plus âgée, capturée dans la nature antérieurement, s'est reproduite pour la première fois. Il y a eu réduction du degré de parenté moyen en 2016 parce qu'une jeune femelle de un an, capturée dans la nature, a été amenée au sein de la population en captivité la même année et a sevré des petits en 2017. Données gracieusement fournies par la Marmot Recovery Foundation.

Nombre de localités

La marmotte de l'île de Vancouver compte quatre localités et, dans chacune d'entre elles, un seul événement menaçant pourrait rapidement toucher tous les individus. Ces localités représentent quatre sous-populations géographiquement distinctes qui coïncident avec une seule montagne (lac Schoen et plateau Clayoquot) ou avec des montagnes spatialement regroupées (lacs Nanaimo et Strathcona). La population du lac Schoen est très petite et pourrait être disparue. Si c'est le cas, il ne resterait que trois localités. Les menaces identifiées touchent toutes les localités, mais leur gravité varie. Des prédateurs sont présents à toutes les localités, mais la chasse aux couguars et aux loups n'est pas permise dans les parcs provinciaux, ce qui porte à croire que l'abondance des prédateurs terrestres pourrait être plus élevée aux trois localités associées à des parcs provinciaux

Strathcona, Schoen Lake et Clayoquot Plateau. De plus, le comportement d'un prédateur peut varier d'une localité à l'autre. Par exemple, en 2017, 12 cas de mortalité ont été attribués à la prédation par le cougar dans la localité des lacs Nanaimo, et un cougar en particulier pourrait être responsable de la plupart ou de la totalité de ces cas. Des indications anecdotiques portent à croire que la prédation est moins importante dans les colonies de la localité de Strathcona, qui sont adjacentes à des installations de ski. Dans ce cas, l'activité humaine crée un refuge contre la prédation. En raison de la taille extrêmement petite de leur population et de leur isolement par rapport aux autres localités, les marmottes du lac Schoen et du plateau Clayoquot sont plus vulnérables à court terme aux effets de la stochasticité environnementale et démographique, et de l'isolement génétique. Si une éclosion de maladie se produisait à l'une des quatre localités, elle pourrait avoir des répercussions sur toutes les colonies se trouvant dans cette localité. Toutefois, la maladie ne serait pas transmise naturellement d'une localité à l'autre puisque ces localités sont géographiquement isolées et ne sont pas reliées par des mouvements de dispersion naturels.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

En avril 1978, le COSEPAC a désigné la marmotte de l'île de Vancouver « espèce en voie de disparition » (Munro, 1978). Son statut d'espèce en voie de disparition a été reconfirmé en avril 1997, en mai 2000, en avril 2008 et en mai 2019 (Bryant, 1997; COSEWIC, 2000, 2008). La marmotte de l'île de Vancouver figure à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et est également inscrite comme espèce en voie de disparition (*endangered*) (annexe E) dans le *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique. L'espèce est une espèce sauvage désignée (*Identified Wildlife*) par la Colombie-Britannique (Province of British Columbia, 2004), ce qui signifie qu'elle fait l'objet de dispositions de gestion spéciales en vertu du *Forest and Range Practices Act* de la province. Les marmottes de l'île de Vancouver présentes dans les parcs provinciaux Strathcona, Clayoquot Plateau et Schoen Lake bénéficient de mesures de protection supplémentaires qui s'appliquent à toute la faune des parcs en vertu du *Park Act* de la Colombie-Britannique. Enfin, la marmotte de l'île de Vancouver est inscrite comme espèce de mammifère étrangère (*foreign mammal*) dans l'*Endangered Species Act* des États-Unis (US Fish and Wildlife Service, 1984, 2017).

Statuts et classements non juridiques

À l'échelle provinciale, la marmotte de l'île de Vancouver est classée gravement en péril (S1) en fonction des critères d'attribution de cotes de conservation de NatureServe, et elle figure sur la liste rouge des espèces menacées, disparues du pays ou en voie de disparition de la Colombie-Britannique (BC Conservation Data Centre, 2017b). La Colombie-Britannique a accordé à la marmotte de l'île de Vancouver la priorité 1, soit la plus grande priorité possible, dans le cadre de conservation (Conservation Framework). En 2017, l'UICN a évalué l'espèce comme étant « en danger critique »; cette cote avait

également été attribuée à l'espèce en 2008 et 2013. Avant 2008, l'UICN avait attribué la cote « en danger » à la marmotte de l'île de Vancouver (Roach, 2017).

Protection et propriété de l'habitat

En plus de la protection de l'habitat accordée à la marmotte de l'île de Vancouver par le biais des dispositions applicables de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada, et du *Wildlife Act* et du *Forest and Range Practices Act* de la Colombie-Britannique, la réserve écologique du lac Haley (888 ha) et l'aire de gestion de la faune Green Mountain (300 ha) ont été établies pour protéger l'habitat de la marmotte de l'île de Vancouver sur des terres qui ont été données par des entreprises forestières. Les zones situées à l'intérieur des limites de la réserve écologique du lac Haley sont protégées contre l'extraction industrielle des ressources en vertu de l'*Ecological Reserves Act* de la Colombie-Britannique, et l'habitat des marmottes dans l'aire de gestion de la faune Green Mountain est protégé en vertu du *Wildlife Act* de la province. Le *Park Act* de la Colombie-Britannique protège l'habitat des marmottes dans les parcs provinciaux.

Lorsqu'il existe des colonies de marmottes de l'île de Vancouver sur des terres de la Couronne louées par des entreprises forestières ou sur des terres privées appartenant à des entreprises forestières ou à des stations de ski, les terres sont gérées au moyen de consultations actives et continues entre le locataire ou le propriétaire des terres, la Marmot Recovery Foundation et l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Un grand nombre de personnes et d'organismes ont aidé à recueillir des données sur le terrain et à fournir des analyses sur une période de 40 ans. Pour la rédaction du rapport, la Marmot Recovery Foundation a permis d'accéder à ses données inédites, et Cheyney Jackson, Malcolm McAdie et Adam Taylor ont aidé au transfert et à l'interprétation des données. TimberWest, Island Timberlands et la station de ski du mont Washington ont permis d'utiliser les données spatiales de la marmotte de l'île de Vancouver provenant de leurs terres privées, et Larissa Thelin et Jenny Wu ont fait les calculs pour déterminer la zone d'occurrence. Rosana Soares a préparé la carte de répartition actuelle. Jared Hobbs a accordé la permission d'utiliser la photo de la page couverture. Le groupe de spécialistes de la planification de la conservation de la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) de l'UICN et le ministère de l'Environnement et de la Stratégie sur les changements climatiques de la Colombie-Britannique ont autorisé la mise à jour ou la modification des figures publiées auparavant dans des rapports afin de les inclure dans le présent rapport. Le ministère de l'Environnement et de la Stratégie sur les changements climatiques de la Colombie-Britannique a accordé la permission d'inclure l'évaluation des menaces de 2016 dans le rapport de situation.

SOURCES D'INFORMATION

- Acker, M.J. 2018. Cortisol and conservation: understanding barriers to the recovery of a critically endangered species using stress physiology. Mémoire de maîtrise ès sciences, Laurentian University, Sudbury, Ontario, Canada. 109 pp.
- Archibald, W.R., D. Janz et K. Atkinson. 1991. Wolf control: a management dilemma. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference. 56:497–511
- Armitage, K.B. 2014. Marmot biology: Sociality, Individual Fitness, and Population Dynamics. Cambridge University Press, Cambridge, UK. xii + 405 pp.
- Barash, D.P. 1989. Marmots: Social Behavior and Ecology. Stanford University Press, Stanford, California. 360 pp.
- B.C. Conservation Data Centre. 2017a. Species Summary: *Marmota vancouverensis*. B.C. Ministry of Environment. <http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/> [consulté en décembre 2017].
- B.C. Conservation Data Centre. 2017b. BC Species and Ecosystems Explorer. B.C. Ministry of Environment. <http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/> [consulté en décembre 2017]
- Bichet, C., S. Sauzet, L. Averty, P. Dupont, M. Ferrandiz-Rovira, C. Ferrari, I. Figueroa, M. Tafani, C. Rézouki, B.López et A. Cohas. 2016. Multiple geographic origins and high genetic differentiation of the Alpine Marmots reintroduced in the Pyrenees. Conservation Genetics 17:1157–1169.
- Blumstein, D.T. 1999. Alarm calling in three species of marmots. Behaviour 136:731–757.
- Blumstein, D.T., B.D. Holland et J.C. Daniel. 2006. Predator discrimination and 'personality' in captive Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Animal Conservation 9: 274–282.
- Brashares, J.S., J.R. Werner et A.R.E. Sinclair. 2010. Social “meltdown” in the demise of an island endemic: Allee effects and the Vancouver Island Marmot. Journal of Animal Ecology 79:965–973.
- Bryant, A.A. 1990. Genetic variability and minimum viable populations in the Vancouver Island Marmot, *Marmota vancouverensis*. Master's thesis, University of Calgary, Calgary, Alberta, Canada. 101 pp.
- Bryant, A.A. 1993. Locations of potential Vancouver Island Marmot habitats within Strathcona Provincial Park. Unpublished report to B.C. Parks, Parksville, British Columbia. 7 p. + 6 cartes.
- Bryant, A.A. 1996. Reproduction and persistence of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and logged habitats. Canadian Journal of Zoology 74:678–687.

- Bryant, A.A. 1997. Update COSEWIC status report on the Vancouver Island Marmot *Marmota vancouverensis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1–25 pp. [Également disponible en français : Bryant, A.A. 1997. Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 1-27 p.]
- Bryant, A.A. 1998. Metapopulation ecology of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Thèse de doctorat, University of Victoria, Victoria, British Columbia, Canada. 125 pp.
- Bryant, A.A. 2000. Relative importance of episodic versus chronic mortality in the decline of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Pp. 189–195, in L.M. Darling (ed.). Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk (Kamloops, BC, Feb. 15–19 1999). Volume I. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, and University College of the Cariboo, Victoria, British Columbia.
- Bryant, A.A. 2005. Reproductive rates of wild and captive Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Canadian Journal of Zoology 83:664–673.
- Bryant, A.A. 2007. Recovery efforts for Vancouver Island Marmots, Canada. Pp. 30–32 in P.S. Soorae (ed.): Re-introduction News. Newsletter of the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE. No. 26: 60 pp.
- Bryant, A.A. et D.A. Blood. 1999. Vancouver Island Marmot: wildlife at risk in British Columbia. Ministry of Environment, Lands and Parks. Victoria. 6 pp.
- Bryant, A.A. et D.W. Janz. 1996. Distribution and abundance of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Canadian Journal of Zoology 74:667–677.
- Bryant, A.A. et M. McAdie. 2003. Hibernation ecology of wild and captive Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Pp 159–166 in R. Ramousse, D. Allaine et M. Le Berre (eds). Adaptive Strategies and Diversity in Marmots. International Marmot Network, Lyon, France.
- Bryant, A.A. et R.E. Page. 2005. Timing and causes of mortality in the Endangered Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*). Canadian Journal of Zoology 83:674–682.
- Bunnell, F.L. 1990. Ecology of black-tailed deer. Pp. 31–65 in J.B. Nyberg et D.W. Janz (eds.). Deer and Elk Habitats in Coastal Forests of Southern British Columbia. Ministry of Forests and B.C. Ministry of Environment, Victoria, British Columbia.
- Calvert, G. et S. Crockford. 1983. Analysis of faunal remains from the Shoemaker Bay site. Pp. 174–219 in A.D. MacMillan et D.E. St. Claire (eds.). Alberni Prehistory: Archeological and Ethnographic Investigations on Western Vancouver Island. Theytus Books, Nanaimo.
- Cardini, A., R.S. Hoffmann et R.W. Thorington. 2005. Morphological evolution in marmots (Rodentia, Sciuridae): size and shape of the dorsal and lateral surfaces of the cranium. Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research 43:258–268.

- Cardini, A., D. Nagorsen, P. O'Higgins, P.D. Polly, R.W. Thorington et P. Tongiorgi. 2009. Detecting biological distinctiveness using geometric morphometrics: an example case from the Vancouver Island Marmot. *Ethology Ecology & Evolution* 21:209–223.
- Carnio, J. 2017. Vancouver Island Marmot studbook report. Marmot Recovery Foundation, Nanaimo, British Columbia. 17 pp.
- COSEWIC. 2000. COSEWIC assessment and update status report on the Vancouver Island Marmot *Marmota vancouverensis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vi + 29 pp. [Également disponible en français : COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 27 p.]
- COSEWIC. 2008. COSEWIC assessment and update status report on the Vancouver Island Marmot *Marmota vancouverensis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 29 pp. [Également disponible en français : COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 31 p.]
- Dearden, P. et C. Hall. 1983. Non-consumptive recreation pressures and the case of the Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*). *Environmental Conservation* 10:63–66.
- Doyle, D. 2011. Vancouver Island Marmot project final report - 2011. Marmot Recovery Foundation, Nanaimo, British Columbia. 1–19 pp.
- Graham, L., comm. pers. 2018. Correspondance adressée par courriel à E. Gillis. Janvier 2018. Professeure auxiliaire, University of Guelph, Guelph (Ontario).
- Heard, D.C. 1977. The behavior of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Mémoire de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada. 129 pp.
- Hebda, R.J., McDadi, O, Mazzucchi, D. 2005. History of habitat and the decline of the Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*). Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference, Victoria, British Columbia. Edited by T.D. Hooper. 7 pp.
- Inouye, D.W., B. Barr, K.B. Armitage et B.D. Inouye. 2000. Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Science* 97:1630–1633.
- Jackson, C. 2012. First year site fidelity and survival in reintroduced captive-bred Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Mémoire de maîtrise ès sciences. University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada. 72 pp.
- Jackson, C. 2014. Vancouver Island Marmot project final report, 2014. Marmot Recovery Foundation, Nanaimo, British Columbia. vii + 45 pp.

- Jackson, C. 2016. Vancouver Island Marmot - Buttle Lake Supplementation and Monitoring 2016 - Project Number: COA-F17-W-1191. BC Hydro Fish and Wildlife Compensation Program. 39 pp.
- Jackson, C., comm. pers. 2016a. Communication par écrit adressée à l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, novembre 2016. Coordinatrice de terrain, Marmot Recovery Foundation, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Jackson, C., comm. pers. 2016b. Communication orale avec les participants à l'évaluation des menaces pour le rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, septembre 2016. Coordinatrice de terrain, Marmot Recovery Foundation, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Jackson, C., comm. pers. 2017a. Communication orale avec l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, août 2017. Coordinatrice de terrain, Marmot Recovery Foundation, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Jackson, C. comm. pers. 2017b. Correspondance par courriel adressée à E. Gillis, novembre 2017. Coordinatrice de terrain, Marmot Recovery Foundation, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Jackson, C. et D. Doyle. 2013. Vancouver Island Marmot project final report, 2013. Marmot Recovery Foundation, Nanaimo, British Columbia. viii + 42 pp.
- Jackson, C. et M. Lester. 2015. Vancouver Island Marmot - Buttle Lake Supplementation Project - Project # 16.W.CBR.01. BC Hydro Fish and Wildlife Compensation Program. 47 pp.
- Jackson, C., S. Johnson, C. White et D. Doyle. 2014. Vancouver Island Marmot - Buttle Lake Supplementation Project - Project # 14.W.CBR.01. BC Hydro Fish and Wildlife Compensation Program. 58 pp.
- Jackson, C., A. Baker, D. Doyle, M. Franke, V. Jackson, N. Lloyd, M. McAdie, T. Stephens et K. Traylor-Holzer. 2015. Vancouver Island Marmot population and habitat viability assessment workshop final report. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group. Apple Valley, MN. 1–70 pp.
- Jackson, C.L., R. Schuster et P. Arcese. 2016. Release date influences first-year site fidelity and survival in captive-bred Vancouver Island Marmots. *Ecosphere* 7 (5):e01314. 10.1002/esc2.1314
- Keeley T., L. Graham, A. Campbell, C. Howell et S. MacDonald. 2003. Reproductive behaviour and endocrinology of the Vancouver Island Marmot for use in captive breeding programs. Pp. 117–122 *in* R. Ramousse, D. Allaine et M. Le Berre (eds). Adaptive Strategies and Diversity in Marmots, International Marmot Network, Lyon, France.
- Keeley, T., K.L. Goodrowe, L. Graham, C. Howell et S.E. MacDonald. 2012. The reproductive endocrinology and behavior of Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*). *Zoo Biology* 31:275–290.

- Kerhoulas, N.J., A.M. Gunderson et L.E. Olson. 2015. Complex history of isolation and gene flow in Hoary, Olympic, and Endangered Vancouver Island Marmots. *Journal of Mammalogy* 96:810–26.
- Kruckenhauser, L., W. Pinsker, E. Haring et W. Arnold. 1999. Marmot phylogeny revisited: molecular evidence for a diphyletic origin of sociality. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 37:49–56.
- Kruckenhauser, L., A.A. Bryant, S.C. Griffin, S.J. Amish et W. Pinsker. 2009. Patterns of within and between-colony microsatellite variation in the Endangered Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*): implications for conservation. *Conservation Genetics* 10:1759–72.
- Kuhnlein, H.V. et M.M. Humphries. 2017. Traditional Animal Foods of Indigenous Peoples of Northern North America. Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University, Montreal. <http://traditionalanimalfoods.org/> [consulté en juin 2018].
- Lacy, R.C. et J.P. Pollak. 2014. Vortex: A stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.0. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois.
- Laroque, C.P. 1998. Tree invasion in subalpine Vancouver Island Marmot meadows. B.C. Environmental Research Scholarship Committee, Victoria, British Columbia.
- Laroque, C.P., D.H. Lewis et D.J. Smith. 2001. Treeline dynamics on southern Vancouver Island, British Columbia. *Western Geography* 10:43–63.
- Lindsay, D., comm. pers. 2016. Communication orale avec l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, novembre 2016. Biologiste principal, TimberWest, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Lindsay, D., comm. pers. 2017. Communication orale avec l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, août 2017. Biologiste principal, TimberWest, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- MacDermott, J., R. Merriman et S. Pendergast. 2010. Greig Ridge marmot population supplementation phase IV– Strathcona Park 2010, Project # 10.W.CBR.02. BC Hydro Fish and Wildlife Compensation Program. 31 pp.
- Mace, T.F. et C.D. Shepard. 1981. Helminths of a Vancouver Island Marmot, *Marmota vancouverensis* Swarth, 1911, with a description of *Diandrya vancouverensis* sp. nov. (Cestoda: Anoplocephalidae). *Canadian Journal of Zoology* 59:790–792.
- Marmot Recovery Foundation. 2015. Tag Archives: marmot in the wild. <https://marmots.org/tag/marmot-in-the-wild/page/2/> [consulté en juin 2018].
- Marmot Recovery Foundation. 2016a. Vancouver Island Marmot Habitat Improvement 2016 Mt Moriarty - Labour Day Lake Meadow. Unpublished report. Marmot Recovery Foundation, Nanaimo, British Columbia. 10 pp.
- Marmot Recovery Foundation. 2016b. Poor overwinter survival in Strathcona troubling. <https://marmots.org/poor-overwinter-survival-in-strathcona-troubling/> [consulté en décembre 2017].

- Martell, A.M. et R.J. Milko. 1986. Seasonal diets of Vancouver Island Marmots. *Canadian Field-Naturalist* 100:241–245.
- McAdie, M. 2015. Morphometrics and body condition indices and their health implications in captive, captive-release, and wildlife Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Poster presentation. Masters of Environmental Science Showcase. Thompson Rivers University. Kamloops, British Columbia.
- McAdie, M. 2018. Indicators of individual and population health in the Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*). Master of Science in Environmental Sciences. Thompson Rivers University. Kamloops, British Columbia.
- McAdie, M., comm. pers. 2016. Communication orale avec les participants à l'évaluation des menaces pour le rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, septembre 2016. Vétérinaire de la faune, Marmot Recovery Foundation, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- McAdie, M., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel adressée à E. Gillis, décembre 2017. Vétérinaire de la faune, Marmot Recovery Foundation, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- McAdie, M., comm. pers. 2018. Correspondance par courriel adressée à E. Gillis, juin 2018. Vétérinaire de la faune, Marmot Recovery Foundation, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Melcher J.C., K.B. Armitage et W.P. Porter. 1990. Thermal influences on the activity and energetics of yellow-bellied marmots. *Physiological Zoology* 63:803–820.
- Milko, R.J. et A.M. Bell. 1986. Subalpine meadow vegetation of south central Vancouver Island. *Canadian Journal of Botany* 64:815–821.
- Morrison, C.D., M.S. Boyce, S.E. Nielsen et M.M. Bacon. 2014. Habitat selection of a re-colonized Cougar population in response to seasonal fluctuations of human activity. *Journal of Wildlife Management* 78:1394–403.
- Munro, W.T. 1978. COSEWIC status report on the Vancouver Island Marmot *Marmota vancouverensis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1–12 pp.
- Munro, W.T., D.W. Janz, V. Heinsalu et G.W. Smith. 1985. The Vancouver Island Marmot: status and management plan. B.C. Ministry of Environment Wildlife Bulletin B-39, Victoria, B.C. iii + 24 pp.
- Nagorsen, D.W. 1987. *Marmota vancouverensis*. *Mammalian Species* 270:1–5.
- Nagorsen, D.W. 2005. Vancouver Island Marmot. Pp. 142–147 in Nagorsen, D.W. Rodents and Lagomorphs of British Columbia. The Mammals of British Columbia, Vol. 4. Royal BC Museum, Victoria, British Columbia.
- Nagorsen, D.W., G. Keddie et T. Luszcz. 1996. Vancouver Island Marmot bones from subalpine caves: archaeological and biological significance. Occasional Paper #4. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, British Columbia. v + 56 pp.

- Naughton, D. 2012. *The Natural History of Canadian Mammals*. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. XI + 784 pp. [Également disponible en français : Naughton, D. 2016. *Histoire naturelle des mammifères du Canada*. Éditions Michel Quintin, Waterloo, Québec, Xlii + 858 p.]
- Nyberg, J.B. 1990. Interactions of timber management with deer and elk. Pp. 99–131 in J.B. Nyberg et D.W. Janz (eds.). *Deer and Elk Habitats in Coastal Forests of Southern British Columbia*. Ministry of Forests and B.C. Ministry of Environment, Victoria, British Columbia.
- Pendergast, S., comm. pers. 2015. Correspondance par courriel adressée à l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, octobre 2015. Biologiste principal de la faune, Ministry of Forests, Lands, Natural Resources and Rural Development, Government of British Columbia, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Pendergast, S., comm. pers. 2016. Communication orale avec les participants à l'évaluation des menaces pour le rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, septembre 2016. Biologiste principal de la faune, Ministry of Forests, Lands, Natural Resources and Rural Development, Government of British Columbia, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Province of British Columbia. 2004. Identified wildlife management strategy. B.C. Ministry of Environment. <http://www.env.gov.bc.ca/wld/frpa/iwms/index.html> [consulté en décembre 2017].
- Roach, N. 2017. *Marmota vancouverensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017. e.T12828A22259184. Site Web : <http://www.iucnredlist.org> [consulté en décembre 2017]
- Routledge, J.D. et W.J. Merilees. 1980. The Vancouver Island Marmot survey. Vancouver Island Marmot Preservation Committee, Nanaimo, British Columbia. Rapport inédit n° 1. 17 p.
- Swarth, H.S. 1911. Two new species of marmots from Northwestern America. *University of California Publications in Zoology*. 7: 201–204.
- Swarth, H.S. 1912. Report on a collection of birds and mammals from Vancouver Island. *University of California Publications in Zoology*. 10: 1–124.
- Steppan, S.J., G.J. Kenagy, C. Zawadzki, R. Robles, E.A. Lyapunova et R.S. Hoffmann. 2011. Molecular data resolve placement of the Olympic Marmot and estimate dates of trans-Beringian interchange. *Journal of Mammalogy* 92:1028–37.
- Thelin, L., J. Lewis, A. Gilchrist et J. Craig. 2018. The potential effects of climate change on the habitat range of the Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*). *Canadian Geographer* 78:1394–1403.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1984. Endangered and threatened wildlife and plants: final rule to list 10 foreign mammals as Endangered species, and withdrawal of 1 species. *Federal Register*. 49:2779–2780.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2017. Endangered species. <https://www.fws.gov/endangered/> [consulté en décembre 2017]

- Van Vuren, D. et K.B. Armitage. 1991. Duration of snow cover and its influence on life-history variation in Yellow-bellied Marmots. *Canadian Journal of Zoology* 69:1755–1758.
- Vancouver Island Marmot Recovery Team. 2008. Recovery strategy for the Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*) in British Columbia. Prepared for the B.C. Ministry of Environment, Victoria, B.C. vi + 25 pp.
- Vancouver Island Marmot Recovery Team. 2017. Recovery plan for the Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*) in British Columbia. Prepared for the B.C. Ministry of Environment, Victoria, B.C. x + 41 pp.
- Werner, J.R. 2005. The Endangered Vancouver Island Marmot: Allee effects and reintroduction success. Mémoire de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada. 90 p.
- Werner, J.R. 2018. Getting back to normal: space use and behaviour of reintroduced and wild Vancouver Island Marmots. *Canadian Wildlife Biology and Management* 6:66–78.
- Yan, J., H. Chen, G. Lin, Q. Li, J. Chen, W. Qin, J. Su et T. Zhang. 2017. Genetic evidence for subspecies differentiation of the Himalayan Marmot, *Marmota himalayana*, in the Qinghai-Tibet Plateau.” *PLoS One* 12 (8):e0183375.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT

Elizabeth Gillis est professeure de biologie de la faune au département de gestion et de protection des ressources (Department of Resource Management and Protection) de l'Université Vancouver Island. Elle est titulaire d'un baccalauréat ès sciences, décerné par le Nova Scotia Agricultural College (1994), ainsi que d'une maîtrise et d'un doctorat qu'elle a obtenus à l'Université de la Colombie-Britannique (1998, 2004).

Ses travaux de recherche antérieurs ont porté sur la dynamique des populations et le comportement des rongeurs microtinés (Nouvelle-Écosse), du lièvre d'Amérique (Yukon), du spermophile arctique (Yukon) et du Cincle d'Amérique (Colombie-Britannique).

Elle est membre de l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver depuis 2008.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Les musées suivants ont des spécimens de la marmotte de l'île de Vancouver dans leurs collections. Les mentions associées à ces collections ont été examinées pour confirmer que les spécimens provenaient tous de régions où l'on sait que des marmottes sont présentes actuellement ou ont déjà été présentes dans le passé.

Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario)

Musée royal de l'Ontario, Toronto (Ontario)

Beatty Biodiversity Museum (UBC), Vancouver (Colombie-Britannique)

Museum of Natural History de l'Université Vancouver Island, Nanaimo
(Colombie-Britannique)

Museum of Vertebrate Zoology, Berkley (Californie)

Annexe 1. Reproduction de la marmotte de l'île de Vancouver par montagne; une cellule ombragée signifie que la reproduction a été confirmée par l'observation de nouveau-nés cette année-là ou de jeunes de un an l'année suivante. L'intensité des activités de recherche et les montagnes recensées varient d'une année à l'autre, de sorte que l'absence de reproduction confirmée ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas eu de reproduction. Le triangle plein « ▲ » indique que la montagne a fait l'objet d'activités de recherche selon l'intensité habituelle, mais qu'aucun nouveau-né n'a été observé. Le carré plein « ■ » indique l'année la plus récente au cours de laquelle la présence de marmottes adultes a été confirmée dans une montagne où leur présence n'a pas été confirmée en 2016.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Lacs Nanaimo							
Arrowsmith					▲		
Butler							
Buttle				■			
Douglas					▲		
Gemini							
Green					▲		
Haley							
Heather					▲		
Hooper							
Limestone							
Pic Sadie							
Mont Marmot							
McQuillan							
Moriarty					▲		
Mont P							
Tangle						■	
Whymper				■			
Strathcona							
Castlecrag					▲		

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Drinkwater						■	
Chânon Flower					■		
Frink							
Chânon Greig		■					
Henshaw				■			
Alpage Marble					■	■	■
Morrison Spire						■	
Phillips							
Sunrise					■		■
Tibetan		■	■		■		
Washington	■	■	■	■	■	■	■
Lac Schoen							
Seth							
Plateau Clayoquot							
Steamboat				■	■	■	

Annexe 2. Résultats de la téléconférence sur le calculateur de menaces, 21 septembre 2016. Publiés à l'origine dans le plan de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver en Colombie-Britannique (Vancouver Island Marmot Recovery Team, 2017) et inclus dans ce rapport avec la permission de l'équipe de rétablissement.

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème :	Marmotte de l'île de Vancouver	
Identification de l'élément :	33	Code de l'élément :
Date (Ctrl + « ; » pour la date d'aujourd'hui) :	9/21/2016	
Évaluateurs :	Dave Fraser (R.P. Bio., chef d'unité, Species Conservation Science, BC Ministry of Environment) Sean Pendergast (R.P. Bio., biologiste principal de la faune, BC Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations) Cheyney Jackson (M.Sc., coordonnatrice de terrain, Marmot Recovery Foundation) Malcolm McAdie (D.V.M., vétérinaire de la faune, Marmot Recovery Foundation) Adam Taylor (directeur général, Marmot Recovery Foundation) Sally Leigh-Spencer (R.P.Bio., Ecologic Consulting) Elizabeth Gillis (Ph.D., professeure, Université Vancouver Island)	
Références :	<p>Les numéros des références sont indiqués entre parenthèses dans le tableau ci-dessous.</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Jackson, C., A. Baker, D. Doyle, M. Franke, V. Jackson, N. Lloyd, M. McAdie, T. Stephens et K. Traylor-Holzer. 2015. Vancouver Island Marmot population and habitat viability assessment workshop final report. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN. 2. Dearden, P. et C. Hall. 1983. Non-consumptive recreation pressures and the case of the Vancouver Island Marmot (<i>Marmota vancouverensis</i>). Environ. Conserv. 10:63–66. 3. Bryant, A.A. 1996. Reproduction and persistence of Vancouver Island Marmots (<i>Marmota vancouverensis</i>) in natural and logged habitats. Can. J. Zool. 74:678–687. 4. Jackson, C. et D. Doyle. 2013. Vancouver Island Marmot project final report, 2013. Marmot Recovery Foundation, Nanaimo, BC. 5. Jackson, C. 2014. Vancouver Island Marmot project final report, 2014. Marmot Recovery Foundation, Nanaimo, BC. 6. Sean Pendergast, communication personnelle, 21. sept. 2016. 7. Vancouver Island Marmot Recovery Team. 2017. Recovery plan for the Vancouver Island Marmot (<i>Marmota vancouverensis</i>) in British Columbia. Prepared for the B.C. Ministry of Environment, Victoria, BC. x + 41 pp. 8. Cheyney Jackson, communication personnelle, sept. 2016. 9. Morrison, C.D., M.S. Boyce, S.E. Nielsen, et M.M. Bacon. 2014. Habitat selection of a re-colonized cougar population in response to seasonal fluctuations of human activity. J. Wildl. Manage. 78:1394–403. 10. Bryant, A.A. 1998. Metapopulation dynamics of Vancouver Island Marmots (<i>Marmota vancouverensis</i>). Thèse de doctorat. Univ. Victoria, Victoria, BC. 11. Vancouver Island Marmot Recovery Team. 2008. Recovery strategy for the Vancouver Island Marmots (<i>Marmota vancouverensis</i>) in British Columbia. B.C. Min. Environ., Victoria, BC. 12. Malcolm McAdie, communication personnelle, sept. 2016. 13. Bryant, A.A. et R.E. Page. 2005. Timing and causes of mortality in the Vancouver Island Marmot (<i>Marmota vancouverensis</i>). Can. J. Zool. 83:674–682. 14. Brashares, J.S., J.R. Werner et A.R.E. Sinclair. 2010. Social “meltdown” in the demise of an island endemic: Allee effects and the Vancouver Island Marmot. J. Anim. Ecol. 79:965–973. 15. Kerhoulas, N.J., A.M. Gunderson et L.E. Olson. 2015. Complex history of isolation and gene flow in Hoary, Olympic, and endangered Vancouver Island Marmots. J. Mammal. 96:810–826. 16. Laroque, C.P. 1998. Tree invasion in subalpine Vancouver Island marmot meadows. B.C. Environ. Res. Scholarship Comm., Victoria, B.C. 17. Thelin, L., J. Lewis, A. Gilchrist et J. Craig. 2018. The potential effects of climate change on the habitat range of the Vancouver Island Marmot (<i>Marmota vancouverensis</i>). Canadian Geographer 78:1394-1403. 	

18. Heard, D.C. 1977. The behavior of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). Mémoire de maîtrise ès sciences, Univ. British Columbia, Vancouver, BC.

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :

Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact

Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	0
C	Moyen	1	1
D	Faible	1	2

Impact global des menaces calculé :
Valeur de l'impact global attribuée :

Élevé
Moyen
BC = Élevé - moyen

Impact global des menaces – commentaires :

Âge moyen = six ans; selon les meilleurs scénarios, en mettant en place une gestion adéquate, on peut potentiellement atténuer les menaces, telles que la prédation, les changements climatiques et la mortalité routière. L'élevage en captivité visant à accroître la population s'est avéré efficace pour atténuer les impacts de la prédation au cours des dix dernières années et a permis d'augmenter la taille de la population de marmottes. La modélisation effectuée par Jackson *et al.* (2015) porte à croire que, si l'on poursuit l'élevage en captivité, on pourrait obtenir des résultats semblables au cours des dix prochaines années. Quelques-uns des impacts des changements climatiques peuvent être atténués (p. ex. par l'abattage manuel d'arbres qui empiètent sur l'habitat ou la supplémentation alimentaire en cas de sécheresse), ce qui pourrait donner lieu à un avantage net pour l'espèce.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	Pas une menace		Petite (1-10 %)	Neutre ou avantage possible	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines						Il se peut qu'il y ait des activités supplémentaires de développement résidentiel/construction de chalets au mont Washington, mais tout nouveau développement aura probablement lieu à des altitudes plus basses que celles où les marmottes sont présentes.
1.2	Zones commerciales et industrielles						
1.3	Zones touristiques et récréatives	Pas une menace		Petite (1-10 %)	Neutre ou avantage possible	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	L'expansion du réseau de pistes de ski et de sentiers de vélo de montagne au mont Washington devrait avoir lieu au cours des prochaines années. Il se peut que l'aménagement de pistes/sentiers ait un impact négatif à court terme, mais celui-ci sera annulé par un avantage net à long terme pour les marmottes puisque les zones déboisées, si elles sont entretenues, augmenteront la quantité et la qualité de leur habitat.
2	Agriculture et aquaculture						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						
2.3	Élevage de bétail						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						
3	Production d'énergie et exploitation minière						
3.1	Forage pétrolier et gazier						
3.2	Exploitation de mines et de carrières						Il y a des mines inactives près de certaines colonies de marmottes (mont Washington, mont McQuillan). Si jamais ces mines sont rouvertes, il faudra réévaluer la menace que l'exploitation minière représente pour les marmottes. Il y a une mine en exploitation au lac Buttle, à proximité de l'habitat des marmottes, mais elle est exploitée à un niveau minimal et, en raison de son emplacement dans un parc provincial, elle est étroitement surveillée et peu susceptible de faire l'objet d'expansion.
3.3	Énergie renouvelable						Au moment de l'évaluation des menaces, il n'y avait aucun projet d'exploitation au fil de l'eau ni aucun projet éolien susceptibles d'avoir une incidence sur les marmottes.
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	La supplémentation alimentaire a été utilisée au printemps pour attirer les marmottes loin des routes au mont Washington. Jusqu'à présent, il n'y a eu aucun cas connu de marmottes tuées par des véhicules sur les routes. Les marmottes peuvent être plus exposées à la menace que représentent les routes lorsqu'elles se dispersent, mais les individus qui se dispersent sont habituellement de jeunes mâles dont la mort aura moins d'effet sur les effectifs que s'il s'agissait de femelles.
4.2	Lignes de services publics						Les emplacements où se trouvent des lignes de services publics, s'ils sont maintenus exempts d'arbres, peuvent être bénéfiques pour les marmottes par la création et le maintien d'habitat.
4.3	Voies de transport par eau						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres		Pas une menace	Restreinte-petite (1-30 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (menace toujours présente)	Les marmottes peuvent être abattues par braconnage ou capturées dans la nature pour augmenter les effectifs élevés en captivité. Le braconnage pourrait avoir un faible impact négatif, mais il est probablement rare. Un cas a été signalé (mais non vérifié) d'une marmotte abattue sur le mont Green. En revanche, sur une période de 10 ans, la capture de marmottes à des fins d'élevage en captivité aura un effet positif sur la population, car les marmottes nées en captivité sont ultérieurement lâchées dans la nature. Au cours des 20 dernières années (1997-2016), 61 marmottes ont été capturées pour le programme d'élevage, et 490 marmottes provenant de la population captive ont été lâchées dans la nature (environ 8 marmottes sont lâchées pour chaque marmotte capturée).
5.2	Cueillette de plantes terrestres						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	Inconnu		Petite (1-10 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	Dans plusieurs colonies, les terriers d'hibernation ont été associés à un milieu peuplé d'arbres, de sorte que la perte d'arbres peut avoir un effet négatif. Cependant, exception faite du mont Washington, les arbres sont de petite taille et en terrain élevé, et il est donc peu probable qu'ils soient abattus. Une partie des terres du mont Washington sont privées, et il y a des terriers d'hibernation de marmottes sur ces terres boisées depuis plus d'une décennie. Le propriétaire de ces terres veut les exploiter depuis une quinzaine d'années, mais il a choisi de ne pas le faire en raison de l'impact potentiel sur les marmottes. S'il y avait de l'exploitation forestière dans cette partie du mont Washington, on ne sait pas comment réagiraient les marmottes qui utilisent les terriers d'hibernation dans ce milieu forestier. Elles pourraient mourir au cours de l'hiver (un léger impact négatif); elles pourraient se déplacer vers un autre site ou ne pas être touchées du tout. S'il y a un effet négatif, on ne sait pas s'il ne touchera que les marmottes utilisant actuellement les terriers, ou si des marmottes les utiliseront aussi à l'avenir et seront touchées négativement. L'exploitation récente peut également avoir des effets négatifs sur la population si les individus qui se dispersent s'établissent et créent des colonies dans les zones exploitées. Ces zones peuvent offrir temporairement un « bon » habitat aux marmottes, mais c'est un habitat éphémère dont la qualité diminue à mesure que les arbres repoussent et que le couvert forestier se referme.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
6	Intrusions et perturbations humaines		Pas une menace	Généralisée (71-100 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (menace toujours présente)	
6.1	Activités récréatives		Pas une menace	Grande (31-70 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (menace toujours présente)	Les marmottes vivent sur des pentes de ski, près des sentiers de vélo de montagne et dans les régions alpines populaires pour la randonnée pédestre. Ces activités semblent avoir peu d'effets négatifs, bien qu'il y ait toujours un petit risque qu'une marmotte soit frappée par un vélo de montagne ou qu'un chien accompagnant un randonneur puisse tuer une marmotte ou lui transmettre une maladie. Les marmottes tirent probablement avantage des activités humaines près de leurs colonies, étant donné que les prédateurs des marmottes évitent généralement les zones à forte fréquentation humaine.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						
6.3	Travail et autres activités		Pas une menace	Généralisée (71-100 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (menace toujours présente)	Deux types de travailleurs fréquenteraient les colonies de marmottes – les chercheurs spécialistes des marmottes et les employés de la station de ski du mont Washington. Les marmottes tirent probablement avantage de la présence de travailleurs près de leurs colonies, étant donné que les prédateurs des marmottes évitent généralement les zones à forte fréquentation humaine (9).
7	Modifications des systèmes naturels	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (menace toujours présente)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	Le mont Washington se trouve à une altitude plus basse, et les marmottes vivent dans des zones ouvertes (pistes de ski) entourées d'arbres. Dans ce site, la suppression des incendies pourrait avoir un impact négatif en empêchant les bienfaits du feu (notamment le défrichage de la forêt).

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	Un nouveau réservoir d'eau est prévu au mont Washington. Si on dispose de fonds suffisants, toute marmotte qui serait directement touchée par l'inondation des terriers pourrait être déplacée. Dans le passé, deux marmottes se sont noyées (de même que plusieurs individus d'autres espèces) dans un réservoir à cause du revêtement glissant, qui les empêchait d'en sortir. Des mesures ont été prises pour que cela ne se reproduise pas (6). Le réservoir pourrait être conçu et construit de manière à ce que les marmottes puissent s'échapper si elles y entrent. Par conséquent, le risque peut être considérablement réduit. Le niveau d'eau du lac Buttle est régularisé par le barrage de Strathcona (le niveau d'eau a augmenté de 8,5 m en 1958 avec la construction du barrage). Le lac Buttle pourrait être un obstacle à la dispersion ou forcer les marmottes à se disperser plus loin pour contourner le lac; la dispersion de marmottes alentour de l'extrémité ouest du lac a été documentée.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (menace toujours présente)	Par le passé, des marmottes qui se sont dispersées ont créé des colonies dans des zones de coupe à blanc, car les forêts en début de succession ressemblent à des prés alpins. La succession végétale après la coupe diminue la qualité de cet habitat et, avec la croissance future des arbres, elle peut aussi créer un risque accru de prédation. Les zones de coupe à blanc sont un habitat éphémère dont la qualité diminue pour les marmottes à mesure que les arbres repoussent. Les colonies dans ces zones disparaissent de 5 à 10 ans après leur établissement.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	BD	Élevé-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	La perte de diversité génétique associée à la petite taille de la population peut accroître la vulnérabilité des marmottes aux maladies. Les maladies non indigènes pourraient se transmettre à la population de marmottes de nombreuses façons, mais le risque et l'impact potentiel de cette menace sont inconnus. Si une maladie cause une mortalité élevée, elle aura probablement un effet négatif important dans une petite région, puis disparaîtra. Si elle est cause de morbidité, mais n'entraîne qu'une faible mortalité, elle peut devenir chronique dans la population. Les sources potentielles de maladies non indigènes pourraient être d'autres espèces de rongeurs (p. ex. la marmotte à ventre jaune ou la marmotte des Rocheuses) qui sont accidentellement transportées sur l'île de Vancouver dans des véhicules ou parmi des marchandises, des animaux domestiques comme les chiens, qui accompagnent les humains dans l'habitat des marmottes, ou des humains qui pratiquent des loisirs dans et autour des colonies de marmottes. Les lâchers de marmottes nées en captivité sont une autre source potentielle de maladies non indigènes; les deux établissements où l'on garde des marmottes captives sont des établissements où sont gardées plusieurs autres espèces. Les marmottes peuvent entrer en contact avec d'autres mammifères, y compris d'autres rongeurs, dans ces établissements. Les marmottes sont également transportées par voie aérienne; elles peuvent alors rencontrer d'autres espèces de mammifères dans les soutes. Le risque de maladie associé aux lâchers de marmottes nées en captivité est réduit par la mise en quarantaine à l'établissement au mont Washington ainsi que grâce à des examens de santé précédant la mise en liberté.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques	BD	Élevé-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	La prédation par les prédateurs indigènes (couguar, loup gris, Aigle royal) est responsable de la grande majorité des cas de mortalité de marmottes. Le taux de prédation sur les marmottes sera grandement affecté par le nombre de prédateurs dans la zone des colonies; le nombre de prédateurs sera variable et peut dépendre du nombre et du comportement de leurs proies primaires (cerfs, wapitis, lapins). De plus, pour les marmottes qui se trouvent dans un « piège de prédateurs » (<i>predator pit</i>) en raison d'une dépendance inverse de la densité lorsque la densité de la population est faible, si le nombre de marmottes est en dessous d'un seuil de densité, les prédateurs vont réguler le nombre de marmottes. Si la densité de marmottes dépasse le seuil, les prédateurs ne réguleront pas la population de marmottes. L'effet des prédateurs est fort probablement réduit dans les zones à forte fréquentation humaine, étant donné que le couguar et le loup gris évitent généralement ces zones. Le taux de prédation peut également être atténué par des activités de gestion, y compris la chasse et le piégeage légal. L'analyse de viabilité de la population a montré que les populations de marmottes peuvent persister à long terme si leur taux de mortalité est relativement bas, tel qu'on l'a observé dans le passé. Et, en effet, la population de marmottes à l'état sauvage a augmenté ces dernières années.
8.3	Matériel génétique introduit		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	On a observé au moins six cas de marmottes à ventre jaune qui se sont retrouvées sur l'île de Vancouver parce qu'elles ont été accidentellement transportées dans des véhicules ou parmi des marchandises (bois d'œuvre). Il est peu probable que les deux espèces s'hybrident même si elles vivent dans le même habitat. Il est peu probable, mais pas impossible, qu'une marmotte des Rocheuses puisse atteindre l'île de Vancouver par des moyens semblables. Il pourrait y avoir des cas d'hybridation entre la marmotte des Rocheuses et la marmotte de l'île de Vancouver, étant donné qu'il s'agit d'espèces sœurs et qu'il existe des preuves d'une introgression génétique passée de l'ADN de la marmotte des Rocheuses chez la marmotte de l'île de Vancouver.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	La perte de diversité génétique associée à la petite taille de la population peut accroître la vulnérabilité des marmottes aux maladies, mais le risque d'exposition est inconnu.
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	La perte de diversité génétique associée à la petite taille de la population peut accroître la vulnérabilité des marmottes aux maladies, mais le risque d'exposition est inconnu.
8.6	Maladies de cause inconnue		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	La perte de diversité génétique associée à la petite taille de la population peut accroître la vulnérabilité des marmottes aux maladies, mais le risque d'exposition est inconnu.
9	Pollution						Les marmottes ont déjà fait l'objet de tests pour détecter la présence de résidus chimiques/toxines dans le passé. Des preuves d'exposition ont été trouvées, mais toutes les toxines trouvées étaient présentes à des concentrations très faibles et ne soulèvent aucune préoccupation.
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires						On n'utilise pas d'herbicides au mont Washington, mais un ancien site minier contaminé s'y trouve.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						Les entreprises forestières utilisent un herbicide spécifique, surtout pour les broussailles en bordure des routes ou les plantations hors contrôle. En général, c'est le glyphosate qui est utilisé, et son application localisée est effectuée au moyen d'un pulvérisateur porté sur le dos. Une entreprise forestière a été consultée, et on a conclu que l'utilisation d'herbicides dans l'habitat des marmottes ne constituait pas un problème.
9.4	Déchets solides et ordures						
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie						
10	Phénomènes géologiques		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	
10.1	Volcans						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
10.2	Tremblements de terre et tsunamis		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	La marmotte de l'île de Vancouver vit sur l'île de Vancouver, qui est une zone sismique active. Il est plausible qu'un tremblement de terre puisse se produire au cours des 10 prochaines années, mais ni la probabilité ni la force d'un tremblement de terre important ne peuvent être prévues et, s'il se produit, on ne sait pas quel serait l'impact sur les marmottes.
10.3	Avalanches et glissements de terrain		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	Les marmottes vivent en altitude sur des montagnes escarpées et se trouvent donc dans des zones à haut risque d'avalanche. Bien qu'elles puissent avoir des effets négatifs sur quelques marmottes, les avalanches éliminent aussi des arbres, améliorant ainsi l'habitat. Si la fréquence des avalanches diminue (en raison des changements climatiques), il pourrait y avoir empiètement de la forêt, ce qui réduirait l'habitat des marmottes. Ces impacts pourraient être atténués par la gestion des forêts (p. ex. par la coupe sélective d'arbres dans les anciens couloirs d'avalanche).
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	D	Faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	D	Faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	Des effets négatifs dus à l'altération de l'habitat, sous la forme de croissance d'arbres, se sont déjà produits et devraient être importants sur une période de 20 ans (un couvert forestier accru diminue la qualité de l'habitat, car il accroît le risque de prédation). Les effets négatifs ont été et peuvent continuer d'être atténués par l'enlèvement de ces arbres. Si les mesures d'atténuation continuent d'être appliquées, il se pourrait qu'un effet positif se fasse sentir par l'amélioration et la création d'habitat. En l'absence de mesures d'atténuation, la croissance des arbres aura un effet négatif. Sur une échelle de temps beaucoup plus longue, les changements climatiques pourraient altérer l'habitat. D'après Thelin <i>et al.</i> (2018), la quantité d'habitat convenable pour les marmottes sur l'île de Vancouver diminuera en fonction des changements climatiques.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
11.2	Sécheresses	Inconnu		Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	Après une sécheresse survenue pendant l'été de 2015, la survie hivernale a été anormalement faible dans certaines colonies de marmottes, ce qui indique que la sécheresse pourrait avoir un impact négatif sur la population de marmottes. La sécheresse peut diminuer la qualité et la disponibilité des plantes dont l'espèce s'alimente, ce qui réduit le rendement reproductif et le taux de croissance des petits. La gravité potentielle est inconnue et pourrait être variable puisque les marmottes peuvent changer leur comportement et que bon nombre d'entre elles ont la possibilité d'utiliser une pente ou une zone voisine où les conditions ne sont pas aussi sèches.
11.3	Températures extrêmes	Inconnu		Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	Des températures élevées peuvent réduire le temps consacré par l'espèce à la recherche de nourriture, les marmottes étant inactives durant la partie la plus chaude de la journée. Les températures extrêmes peuvent également réduire la persistance du manteau neigeux et influencer sur les précipitations hivernales (neige ou pluie), ce qui peut altérer le coût métabolique de l'hibernation et la survie hivernale. Cet impact négatif sera réduit au minimum pour certaines marmottes, car elles se trouvent dans des zones où un spectre d'habitat est disponible et qu'elles peuvent se déplacer vers un habitat plus propice. Pour l'instant, il est impossible de prévoir l'impact de cette menace.
11.4	Tempêtes et inondations	Inconnu		Petite (1-10 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 gén.)	Il existe des indications anecdotiques selon lesquelles l'inondation printanière des terriers d'hibernation peut causer la mortalité des marmottes, mais si une inondation se produit, il est le plus probable que l'effet sera très local et touchera quelques individus seulement.
11.5	Autres impacts						

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).