

**Mise à jour
Évaluation et Rapport
de situation du COSEPAC**

sur la

marmotte de l'île de Vancouver
Marmota vancouverensis

au Canada



ESPÈCE EN VOIE DE DISPARITION
2000

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 :

Nota : Toute personne souhaitant citer l'information contenue dans le rapport doit indiquer le rapport comme source (et citer l'auteur); toute personne souhaitant citer le statut attribué par le COSEPAC doit indiquer l'évaluation comme source (et citer le COSEPAC). Une note de production sera fournie si des renseignements supplémentaires sur l'évolution du rapport de situation sont requis.

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. Pages 1-27.

Rapport précédent :

MUNRO, W. T. 1978. COSEWIC status report on the Vancouver Island marmot *Marmota vancouverensis* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 12 p.

Note de production :

L'Évaluation et le Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver – Mise à jour (2000), est fondé sur le rapport de situation existant, accompagné d'un addenda.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

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

Tél. : (819) 997-4991 / (819) 953-3215
Télec. : (819) 994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Vancouver Island Marmot *Marmota vancouverensis* in Canada.

Illustration de la couverture :

Marmotte de l'île de Vancouver — Dessin de C. Douglas, tiré des *Carnets d'histoire naturelle* - Série 4, n° 31, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).

©Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 2002
N° de catalogue CW69-14/109-2002F-IN
ISBN 0-662-86916-8

 Papier recyclé



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation — Mai 2000

Nom commun

Marmotte de l'île de Vancouver

Nom scientifique

Marmota vancouverensis

Statut

Espèce en voie de disparition

Justification de la désignation

Un mammifère rare et endémique de l'île de Vancouver. La population est réduite à moins de 20 individus matures. Elle a diminué d'au moins 50 p. 100 dans les dix dernières années.

Répartition

Colombie-Britannique

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1997 et en mai 2000. L'évaluation de mai 2000 est fondée sur de nouveaux critères quantitatifs que l'on a appliqués à de l'information provenant du rapport de situation de 1997 doté d'un addenda.



COSEPAC Résumé

Marmotte de l'île de Vancouver *Marmota vancouverensis*

Description

La marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*), comme d'autres membres du genre, est un fouisseur herbivore qui hiberne. Le *M. vancouverensis* se distingue des autres espèces par son caryotype, les caractéristiques de son crâne, son pelage et son comportement. Il ressemble à d'autres marmottes alpines par sa maturation sexuelle tardive, sa longévité et son organisation sociale complexe. Le *M. vancouverensis* persiste malgré la petite taille et la fragmentation de son habitat naturel. Il constitue une « métapopulation », composée de petites colonies se formant de temps à autres et disparaissant par la suite.

Répartition

Le *M. vancouverensis* est endémique de l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique. La population actuelle est concentrée dans cinq bassins-versants du centre-sud de l'île de Vancouver. Même dans cette région, la population est très localisée, puisque plus de 65 % des marmottes vivent sur quatre montagnes dans 40 km² au centre de leur aire actuelle de répartition. Les archives paléontologiques et archéologiques indiquent que le *M. vancouverensis* était plus répandu dans le passé géologique récent. Selon des données historiques, la marmotte n'est disparue de certaines régions que très récemment (il y a de 10 à 30 ans).

Protection

En vertu de la loi (1980) sur la faune de la C.-B., le *M. vancouverensis* figure sur la liste des espèces en voie de disparition (*endangered*). Il est aussi sur la liste des espèces en voie de disparition du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, de l'*Endangered Species Act* des É.-U. et de l'Union internationale pour la conservation de la nature. La plupart des colonies vivent sur des terrains privés. Deux sites exploités par cette marmotte jouissent d'une protection juridique (pour une superficie combinée de moins de 400 ha).

Taille et tendances de la population

La population a diminué de 50 à 60 % au cours des 10 dernières années, pour n'être plus aujourd'hui que de 150 à 200 individus. Plusieurs colonies sont disparues pendant cette période, y compris certaines qui avaient plus de 10 adultes.

Habitat

L'habitat de la marmotte de l'île de Vancouver doit avoir trois caractéristiques : 1) des graminées et des plantes herbacées dicotylédones à manger; 2) un sol colluvial permettant la construction de terriers pour s'abriter la nuit et pour hiverner, 3) un microclimat permettant l'alimentation en été, la thermorégulation et le succès de l'hibernation. On observe la plupart des marmottes à une élévation de 1000 à 1400 mètres sur les pentes sud ou ouest des montagnes. La rareté de l'habitat est la raison fondamentale de la rareté du *M. vancouverensis*.

Biologie

Le *M. vancouverensis* est une des marmottes les plus sociales. Les colonies comptent en moyenne moins de cinq adultes. Les femelles atteignent la maturité sexuelle à trois ans, mais la plupart des marmottes ne se reproduisent pas avant l'âge de quatre ans. Les jeunes marmottes se dispersent à deux ans ou plus; la dispersion est essentielle au maintien de la métapopulation.

Facteurs limitatifs

Le principal problème à court terme est la faible survie des adultes et des juvéniles. Les prédateurs et les conditions d'hibernation sont les principales causes de mortalité. Les deux facteurs sont aggravés par la superficie limitée de l'aire de répartition. Les taux de reproduction semblent stables. Il ne semble pas y avoir de problèmes de consanguinité ou de maladie. Les problèmes à long terme sont probablement la réduction de la dispersion sur de longues distances (fragmentation du paysage due à l'exploitation forestière et réduction de la survie dans les habitats exploités) et le changement du climat et de la végétation (l'invasion des prairies subalpines par les arbres). Il est d'importance fondamentale de comprendre pourquoi les marmottes ne fréquentent plus certaines régions. Si le changement climatique est la principale cause, les efforts de rétablissement des colonies seront vains et les gestionnaires ne pourront pas faire grand chose pour accroître le nombre de marmottes. Par ailleurs, si la fragmentation du paysage causée par l'homme est la cause du problème, les réintroductions devraient permettre le rétablissement de l'espèce dans un délai raisonnable.

Importance de l'espèce

Le *Marmota vancouverensis* est l'un des cinq mammifères présents seulement au Canada. C'est aussi la seule de ces espèces qui est inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition du COSEPAC.



MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) détermine le statut, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés et des populations sauvages canadiennes importantes qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées à toutes les espèces indigènes des groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, lépidoptères, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes fauniques des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (Service canadien de la faune, Agence Parcs Canada, ministère des Pêches et des Océans, et le Partenariat fédéral sur la biosystématique, présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres ne relevant pas de compétence, ainsi que des coprésident(e)s des sous-comités de spécialistes des espèces et des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS

Espèce	Toute espèce, sous-espèce, variété ou population indigène de faune ou de flore sauvage géographiquement définie.
Espèce disparue (D)	Toute espèce qui n'existe plus.
Espèce disparue du Canada (DC)	Toute espèce qui n'est plus présente au Canada à l'état sauvage, mais qui est présente ailleurs.
Espèce en voie de disparition (VD)*	Toute espèce exposée à une disparition ou à une extinction imminente.
Espèce menacée (M)	Toute espèce susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitatifs auxquels elle est exposée ne sont pas renversés.
Espèce préoccupante (P)**	Toute espèce qui est préoccupante à cause de caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.
Espèce non en péril (NEP)***	Toute espèce qui, après évaluation, est jugée non en péril.
Données insuffisantes (DI)****	Toute espèce dont le statut ne peut être précisé à cause d'un manque de données scientifiques.

* 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.

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 avait pour mandat de réunir les espèces sauvages en péril sur une seule liste nationale officielle, selon des critères scientifiques. En 1978, le COSEPAC (alors appelé CSEMDC) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. Les espèces qui se voient attribuer une désignation lors des réunions du comité plénier sont ajoutées à la liste.

Mise à jour
Rapport de situation du COSEPAC

sur la

marmotte de l'île de Vancouver
Marmota vancouverensis

au Canada

Andrew A. Bryant¹

1997

¹Andrew A. Bryant Services
108 Fifth Street
Nanaimo (C.-B.)
V9R 1N2

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	4
RÉPARTITION.....	4
Archives paléontologiques et archéologiques.....	4
Répartition historique (1864-1989).....	5
Répartition actuelle (1990-1996).....	6
PROTECTION.....	6
TAILLE ET TENDANCES DE LA POPULATION.....	7
Validité des méthodes de dénombrement.....	7
Taille actuelle de la population et tendances récentes.....	8
HABITAT.....	11
Végétation et relief.....	11
Alimentation.....	12
Hibernacula et autres terriers.....	113
Caractéristiques spéciales de l'habitat et du microclimat.....	113
BIOLOGIE GÉNÉRALE.....	14
Taille des colonies et structure sociale.....	14
Reproduction et survie.....	15
Dispersion et connectivité du paysage.....	15
Variabilité génétique et taille effective de la population.....	17
Comportement et adaptabilité.....	17
FACTEURS LIMITATIFS.....	18
Changements du climat et de la végétation.....	18
Évolution des relations prédateurs-proies.....	19
Prédation et perturbation par l'homme.....	20
Métapopulation et écologie du paysage.....	21
Stochasticité démographique et environnementale.....	22
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE.....	22
RECOMMANDATIONS/OPTIONS DE GESTIONS.....	22
STATUT PROPOSÉ.....	22
REMERCIEMENTS.....	23
OUVRAGES CITÉS.....	23
L'AUTEUR.....	26
ADDENDA.....	27

Liste des figures

Figure 1. Localisation du <i>m. Vancouverensis</i>	7
Figure 2. Exactitude probable des dénombrements de marmottes.....	8
Figure 3. Tendances de la population de marmottes, 1972-1996.....	9
Figure 4. Structure de la métapopulation de marmottes de l'île de Vancouver, de 1982 à 1985 et de 1992 à 1995.....	10
Figure 5. Fluctuations de la température corporelle et effet de la posture.....	14
Figure 6. Taux de survie estimés à partir de dénombrements de colonies marquées à l'oreille et de dénombrements non intensifs.....	15
Figure 7. Effet du type d'habitat sur la démographie.....	16

Figure 8. Abondance des loups et des cougars (a) et relation avec les taux de survie de juvéniles observés.....20

Liste des tableaux

Tableau 1. Aliments trouvés dans les fumées de marmottes de 3 colonies subalpines, 1981-1982.....12

INTRODUCTION

La marmotte de l'île de Vancouver (*M. vancouverensis*) n'est présente que dans l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique (Nagorsen, 1987). Comme les autres membres du genre, le *M. vancouverensis* est un fouisseur herbivore qui hiverne (Barash, 1989). L'espèce a été décrite à partir de spécimens recueillis en 1910 (Swarth, 1911, 1912). Le *M. vancouverensis* se distingue des autres espèces par son caryotype (Rausch et Rausch, 1971), les caractéristiques de son crâne (Hoffmann *et al.*, 1979), son pelage (Nagorsen, 1987) et son comportement (Heard, 1977). Il ressemble aux autres marmottes alpines par sa maturation sexuelle lente, son espérance de vie relativement élevée et la complexité de son organisation sociale (Bryant, 1996a). La caractéristique peut-être la plus intéressante du *M. vancouverensis* est sa capacité à persister malgré la petite taille et la fragmentation de son habitat naturel. Les marmottes de l'île de Vancouver sont structurées en une métapopulation, composée de petites colonies qui se forment de temps à autre et disparaissent par la suite (Bryant, 1990; Bryant et Janz, 1996).

Une grande quantité de nouvelles informations ont été trouvées depuis la rédaction du rapport original sur la situation de l'espèce (Munro, 1979). Le *M. vancouverensis* a fait l'objet de dénombrements systématiques depuis 1979 (Bryant et Janz, 1996), d'études éthologiques (Heard, 1977), d'études de l'habitat et de l'alimentation (Milko, 1984; Martell et Milko, 1986), de travaux intensifs de marquage-recapture et de radiotélémetrie, et d'études génétiques (Bryant, 1990, 1996a, 1996b, en cours de rédaction). Le cycle biologique, la répartition et la démographie des marmottes de l'île de Vancouver sont maintenant bien connus, comparativement à ceux de certaines espèces de marmottes (Bibikov, 1996; Barash, 1989).

Les marmottes de l'île de Vancouver ont été classées comme en voie de disparition à l'échelle nationale (Munro, 1979) et dans la province de Colombie-Britannique (Munro *et al.*, 1985). Une équipe de rétablissement a été officiellement créée en 1988, un plan de rétablissement rédigé en 1990 (Bryant, 1990), et le plan national de rétablissement publié en 1994 (Janz *et al.*, 1994).

RÉPARTITION

Archives paléontologiques et archéologiques

On ne sait pas à quel moment les marmottes ont colonisé l'île de Vancouver. Heard (1977) a avancé l'hypothèse que les marmottes aient gagné l'île de Vancouver en suivant les passages terrestres qui existaient pendant la glaciation de l'Illinoien, il y a environ 100 000 ans, et survécu aux maximums glaciaires subséquents en trouvant refuge sur des nunataks et sur les côtes. Nagorsen (1987) a envisagé la possibilité d'une colonisation plus récente, après le recul de la glaciation wisconsinienne des Rocheuses il y a quelque 10 000 à 13 000 ans. Les données actuellement

disponibles ne permettent pas d'exclure l'une ou l'autre théorie (voir Hoffmann *et al.*, 1979, et Nagorsen *et al.*, 1996). Une étude phylogénétique des marmottes fondée sur l'analyse de l'ADN pourrait élucider davantage l'histoire évolutive du *M. vancouverensis* (M. Braun, Smithsonian Institution, comm. pers.).

Des restes de marmottes préhistoriques ont été trouvés à 8 endroits, tous situés bien en dehors de l'actuelle aire de répartition principale (Nagorsen *et al.*, 1996; Calvert et Crockford, 1983). Trois découvertes paléontologiques ont été faites. Pour le premier spécimen (caverne Pellucidar, près du lac Nimpkish), la date carbone 14 est de 10 000 ans avant le présent. Le deuxième et le troisième (cavernes du ruisseau Weymer, près de Tahsis) étaient un morceau d'incisive supérieure et un squelette complet, qui n'ont pas encore été datés (D. Nagorsen, données inédites).

Des os portant des traces d'outils trouvés à 4 sites archéologiques en haute altitude et à un amas de déchets situé plus bas fournissent des preuves indiscutables que des marmottes étaient présentes, et qu'elles étaient chassées par les Autochtones. Les datations au carbone 14 des sites en altitude (plage = 830 à 2 630 ans avant le présent), le nombre d'individus (plage = 4 à 74 marmottes), la prépondérance d'os de marmottes dans les échantillons (plage = 85 à 100 %), et la présence de restes de juvéniles constituent une forte indication que les marmottes de l'île de Vancouver étaient la principale espèce cible des expéditions de chasse de fin d'été des Autochtones (Nagorsen *et al.*, 1996). Prises ensemble, les archives paléontologiques et archéologiques indiquent que le *M. vancouverensis* avait dans le passé géologique récent une aire de répartition plus étendue qu'à l'époque historique.

Répartition historique (1864-1989)

Plusieurs auteurs ont établi des cartes des endroits où on avait noté la présence du *M. vancouverensis* dans le passé (Heard, 1977; Nagorsen, 1987; Bryant, 1990; Janz *et al.*, 1994; Bryant et Janz, 1996). L'analyse la plus récente reposait sur une revue systématique d'archives gouvernementales, de photographies et d'archives muséologiques (Bryant et Janz, 1996). Ces auteurs ont établi un registre informatisé qui est mis à jour à mesure que de nouvelles données deviennent disponibles.

À partir de leur évaluation des mentions « fiables » et « non fiables », Bryant et Janz ont conclu que, entre 1864 et 1971, on avait observé la présence de marmottes à un minimum de 28 sites sur 25 montagnes. En fait, la plupart des observations antérieures à 1970 sont vagues, et il est difficile de savoir si elles concernaient des colonies ou des individus isolés. Par exemple, on a une mention de « foules de siffleurs » à la « tête de la vallée de la Nitinat » (Victoria Times, 7 septembre 1893), et une autre d'une « couple de marmottes » tuées au fusil dans la chaîne de Beaufort (Victoria Times, 8 août 1922).

Des naturalistes et des chasseurs intéressés par le *M. vancouverensis* ont commencé à en dénombrer les individus en 1972. Le gouvernement de la Colombie-

Britannique a commencé à parrainer des dénombrements annuels en 1979 (Janz *et al.*, 1994). Bryant et Janz (1996) ont compilé les résultats de ces relevés, et estimé l'exactitude probable des chiffres. Ils ont indiqué que, depuis 1972, on avait trouvé des marmottes ou des terriers d'occupation récente à 47 sites sur 15 montagnes. Une activité de reproduction a été observée à 34 sites sur 14 montagnes. Toutes les colonies réelles ou éventuelles actives depuis 1972 étaient situées dans les bassins des rivières Nanaimo, Cowichan, Chemainus, Nitinat et Cameron, dans le centre-sud de l'île de Vancouver, à l'exception de deux, qui étaient sur le mont Washington, à au moins 100 kilomètres de distance des autres colonies connues.

Répartition actuelle (1990-1996)

Selon les dénombrements effectués entre 1990 et 1996, les marmottes de l'île de Vancouver sont actuellement limitées à 25 sites sur 13 montagnes (figure 1). Ces résultats ne sont pas imputables à l'inefficacité des travaux d'échantillonnage. La plupart des habitats potentiels des marmottes ont fait ces dernières années l'objet de prospections au sol, et de nombreux endroits ont été visités plusieurs fois (A. Bryant, données inédites). Étant donné la sensibilisation du public à cette question, la popularité des loisirs en arrière-pays, et la découverte récente de vieux terriers et d'os préhistoriques dans des endroits reculés par du personnel non formé, il est peu probable qu'il reste des populations significatives de marmottes qui n'aient pas encore été trouvées (Bryant et Janz, 1996).

À l'exception des 2 petites colonies du mont Washington, tous les sites actifs connus se trouvent dans 5 bassins adjacents du centre-sud de l'île de Vancouver (ceux des rivières Nanaimo, Cowichan, Chemainus, Nitinat et Cameron). Les sites occupés ne semblent pas l'être tous par des colonies reproductrices. On n'a observé de reproduction qu'à 13 des 25 sites où des marmottes sont présentes depuis 1990. La population actuelle occupe une superficie très petite. Si l'on se base sur les tailles moyennes des colonies pendant cette période, 67 % des animaux recensés se trouvent sur 4 montagnes dans la partie centrale de 40 km² de leur présente aire de répartition (l'aire principale Green-Gemini-Haley-Butler; voir Bryant et Janz, 1996).

PROTECTION

Le *Marmota vancouverensis* est protégé par législation et a été classé « en voie de disparition » (*endangered*) en vertu de la *Wildlife Act* (1980) de la Colombie-Britannique et de ses règlements d'application (Munro *et al.*, 1985). Il a été classé « en voie de disparition » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Munro, 1979), en vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis (Federal Register, 23 janvier 1984), et par l'Union internationale pour la conservation de la nature (Groombridge et Mace, 1994).

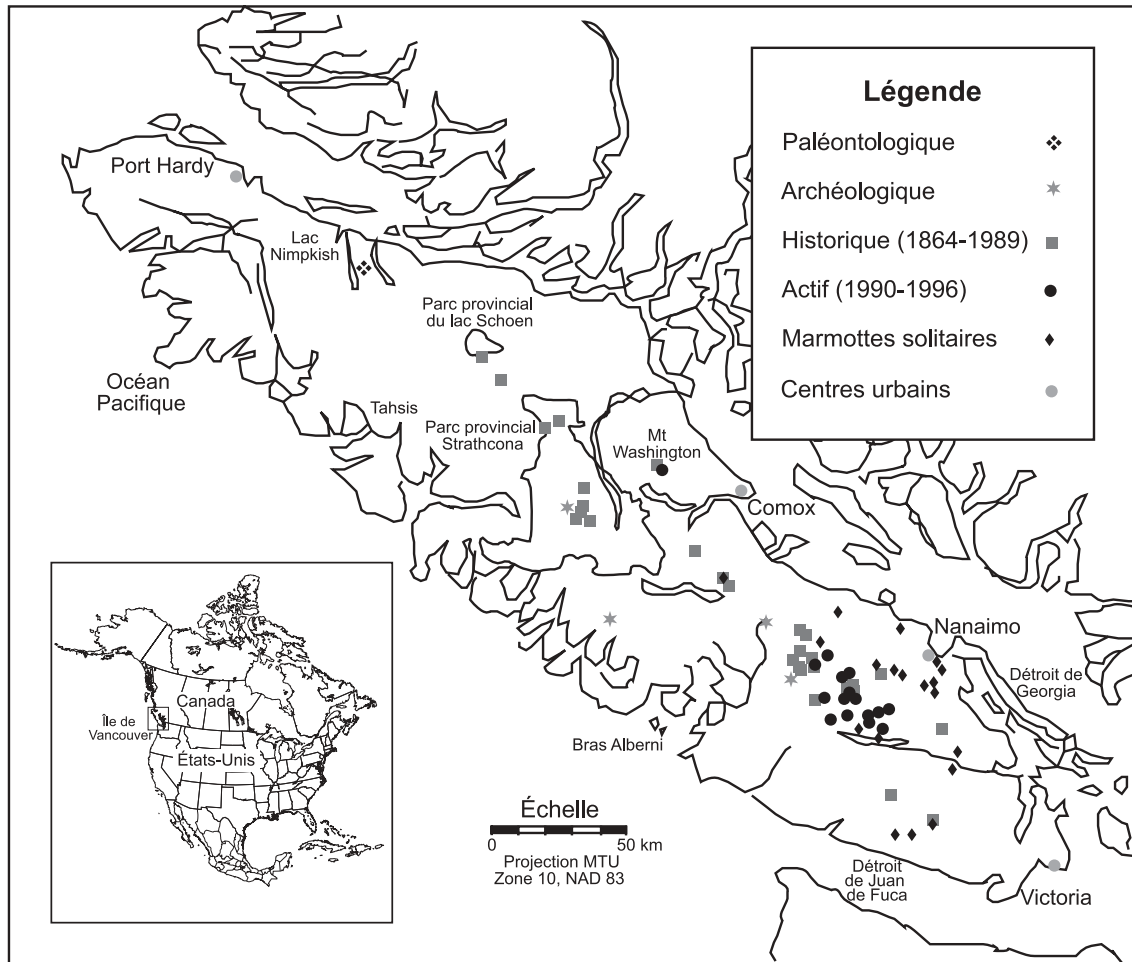


Figure 1. Localisation du *M. vancouverensis*. On trouvera dans le texte les dates des archives paléontologiques et archéologiques. D'après des dénombrements récents, la population totale se limite à 25 colonies sur 13 montagnes, presque toutes situées sur 5 bassins-versants adjacents dans le centre-sud de l'île de Vancouver. Actualisation de Bryant et Janz (1996).

La plupart des colonies vivent sur des terres privées. À quelques exceptions près, tous les animaux occupent actuellement des habitats qui appartenaient autrefois à MacMillan Bloedel Limited, à TimberWest Limited, à Pacific Forest Products Limited ou à Mount Washington Ski Corporation. Deux habitats de marmottes sont protégés aux termes de l'*Ecological Reserves Act* de la Colombie-Britannique (réserve écologique du lac Haley; 127 ha) ou de la *Wildlife Act* de cette province (zone d'habitat faunique essentielle du mont Green, 260 ha).

TAILLE ET TENDANCES DE LA POPULATION

Validité des méthodes de dénombrement

Il est difficile de déterminer avec exactitude les tailles des populations des marmottes de l'île de Vancouver. Certains jours, avec d'excellentes conditions météorologiques et une population connue d'animaux marqués, il est possible de

voir tous les individus, ou absolument aucun (Bryant, 1996b). Bryant et Janz (1996) ont utilisé les résultats de dénombrements de colonies à fort pourcentage d'animaux marqués à l'oreille pour estimer l'exactitude probable des dénombrements, et l'effet de l'époque du dénombrement. Les résultats suggèrent qu'il faut plus de 9 visites pour avoir des données précises sur la population, mais qu'avec 2 ou 3 dénombrements, on a une estimation raisonnable de la fréquentation du site par les marmottes (figure 2).

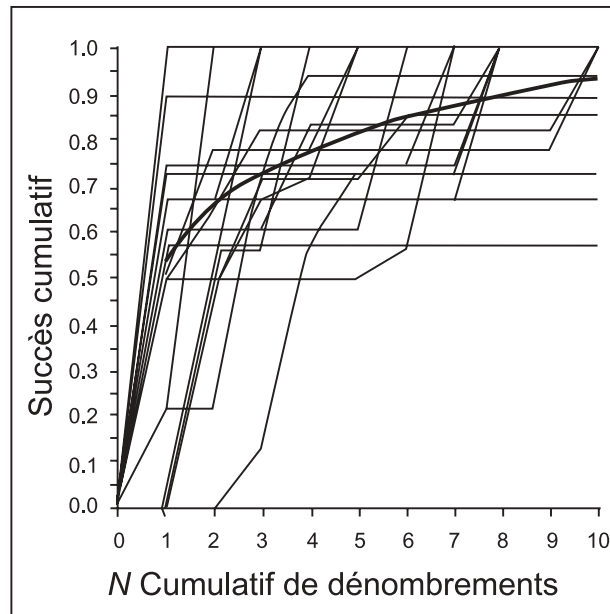


Figure 2. Exactitude probable des dénombrements de marmottes. Les dénombrements quotidiens transformés pour les colonies à nombre d'adultes connu ont été rééchantillonnés de façon aléatoire pour créer 100 essais de 10 dénombrements chacun (à des fins de clarté, on ne présente les résultats que de 25 essais). La courbe de succès cumulé (trait gras) a été ajustée par régression linéaire (transformation logarithmique des valeurs de x, pente = 0,397 et constante = 0,540). En moyenne, 2 dénombrements donnaient une détection de 66 % des adultes effectivement présents, mais 9 étaient nécessaires pour en détecter plus de 90 %. D'après Bryant et Janz (1996).

Bryant et Janz (1996) ont conclu que, pour les sites et les années où il n'y a eu qu'une visite, les observateurs ont probablement dénombré de 40 à 60 % des adultes effectivement présents, selon le moment de l'année. Pour la plupart des combinaisons site-année (2 visites ou plus en juin et juillet), ils ont probablement dénombré de 66 à 78 % des adultes, et de 75 à 89 % des jeunes présents. En raison des différences de couverture, de visibilité entre les sites, d'expérience des observateurs et d'intensité du dénombrement, ils n'ont pas essayé d'attribuer des limites de confiance à ces estimations.

Taille actuelle de la population et tendances récentes

En se basant sur la moyenne à long terme ou l'abondance « attendue » de colonies individuelles, Bryant et Janz (1996) ont établi des rapports annuels estimatifs des marmottes observées aux marmottes attendues, et ont pu détecter certaines

tendances. Leur approche était très simple. Si les nombres de marmottes étaient stables, des dénombrements annuels devraient donner des valeurs similaires du rapport « observé/attendu » d'une année à l'autre. Cela n'a pas été le cas (figure 3). Les nombres d'adultes ont toujours été supérieurs à la moyenne (de 134 à 147 %) de 1981 à 1984, et proches de la moyenne ou en-dessous (de 58 à 99 %) de 1990 à 1995 (Bryant et Janz, 1996). Bryant (1996b) a approfondi cette approche en appliquant un facteur de correction à l'intensité de dénombrement et aux nombres d'habitats occupés, pour obtenir une première approximation de la taille probable de la population.

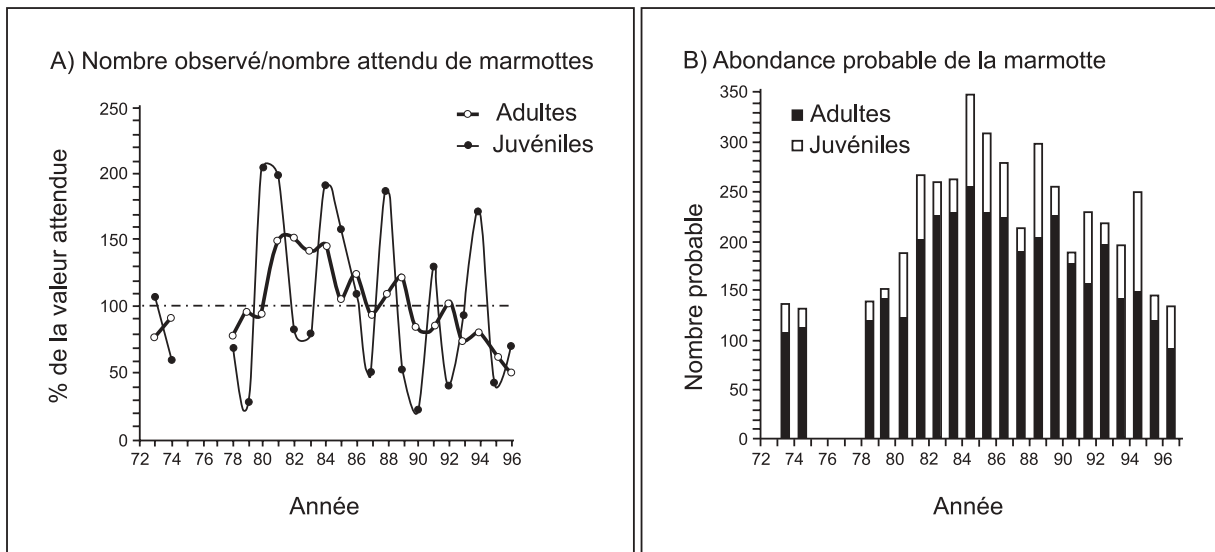


Figure 3. Tendances de la population de marmottes, 1972-1996. Les rapports « observé/attendu » (A) correspondaient aux rapports dénombrements maximaux/moyennes à long terme pour chaque site, en ne prenant que les sites comptés au cours d'une année donnée. Les nombres probables de marmottes (B) ont été estimés en appliquant un facteur de correction fonction de l'effort de dénombrement, en excluant les habitats ayant fait l'objet d'une coupe à blanc dans les années précédant la colonisation, et les années pendant lesquelles on avait visité moins de 4 sites. La population actuelle (en 1996) compte probablement près de 150 individus. Actualisation de Bryant (1996b).

Cette approche comporte des problèmes, principalement dus aux différences interannuelles dans la couverture et l'effort de dénombrement. Les dénombrements antérieurs à 1980, et ceux de la période de 1987 à 1991, reposaient sur un plus petit nombre de visites de colonies, et les abondances estimatives déduites de ces périodes sont donc plus incertaines. Malgré cela, les données résultantes concordent entre elles, et sont corroborées par les dénombrements effectués sur des colonies étudiées intensivement (Bryant, 1996b) ainsi que par les observations de colonisations et de disparitions (Bryant et Janz, 1996).

Les effectifs de marmottes ont augmenté après 2 années de reproduction exceptionnellement élevée (en 1980 et 1981). La manifestation la plus évidente de cette situation a été la colonisation de zones coupées à blanc (première mention en 1981, et 7 autres sites colonisés entre 1982 et 1985). Dans certains cas, les augmentations ont été spectaculaires. Par exemple, le site des « chemins de

l'ouest » du pic Butler, exploité entre 1976 et 1980, a semble-t-il été colonisé par 2 marmottes en 1982, et comptait au moins 28 adultes en 1989. Au cours de la même période, des marmottes se sont établies sur un site minier abandonné près du mont Washington, et ont colonisé des descentes de ski sur les monts Washington et Green (Munro *et al.*, 1985). Les marmottes sont aussi devenues plus nombreuses dans les habitats naturels au cours de cette période, et ont apparemment colonisé quelques petits habitats dans l'aire de répartition principale (bassin du lac Heart sur le mont Green, prairies Gemini n° 1 et n° 2).

Après un maximum de peut-être 300 ou 350 individus au milieu des années 1980, la population des marmottes semble avoir commencé à baisser à la fin des années 1980 pour atteindre présentement près de 150 individus (Bryant et Janz, 1996; Bryant, en cours de rédaction). La structure spatiale des colonies de marmottes a aussi changé au cours de cette période (figure 4).²

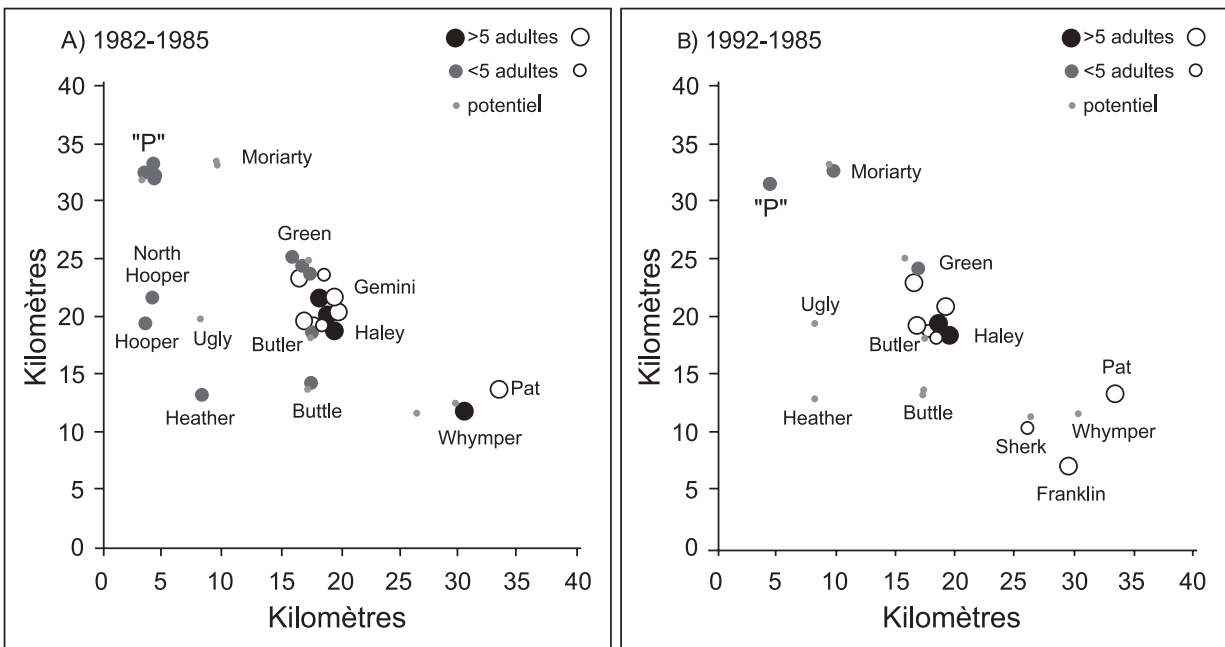


Figure 4. Structure de la métapopulation de marmottes de l'île de Vancouver, de 1982 à 1985 et de 1992 à 1995. On indique les colonies sur coupe à blanc (cercles vides) et les sites non reproducteurs (cercles pleins). Les données reflètent le nombre moyen d'adultes au cours de chacune des périodes de 4 ans. Plusieurs sites occupés au milieu des années 1980 sont maintenant vacants. Par contraste, seulement 2 nouveaux sites ont été colonisés dans la dernière décennie. Les colonies du mont Washington se trouvent à l'extérieur des limites de cette carte. D'après Bryant (en cours de rédaction).

²Voir l'Addenda pour les données de 1999 et 2000 sur les effectifs.

HABITAT

Les habitats des marmottes de l'île de Vancouver doivent présenter trois caractéristiques essentielles : 1) des graminées et des plantes herbacées (dicotylédones) assurant l'alimentation, 2) un sol colluvial autorisant la construction de terriers d'été et d'hibernation, et 3) des conditions microclimatiques permettant l'alimentation en été, la thermorégulation et une hibernation sécuritaire (Demarchi *et al.*, 1996). La pénurie d'habitats est la cause fondamentale de la rareté du *M. vancouverensis*. Bryant et Janz (1996) ont estimé que, dans l'aire de répartition principale actuelle de 40 km², il n'y a que 16 petites zones d'habitat de prairie subalpine qui semblent convenir, soit un total de 34,5 hectares.

Végétation et relief

Milko (1984) a étudié les caractéristiques de la végétation de prairies subalpines naturelles abritant plusieurs colonies de marmottes. Il a identifié six grandes communautés (*Phlox-mousses*, *Anaphalis-Aster*, *Ribes-Heuchera*, *Pteridium aquilinum*, *Senecio-Veratrum* et *Vaccinium-Carex*), et a conclu que les habitats « typiques » sont entretenus par les avalanches ou les glissements de neige. Cependant, on a confirmé la présence de colonies de *M. vancouverensis* dans d'autres types d'habitat. Par exemple, l'habitat du mont Washington est dominé par des peuplements clairsemés de sapins subalpins (*Abies lasiocarpa*) et de pruches subalpines (*Tsuga mertensiana*), avec des genévriers (*Juniperus communis*) et des bleuetiers (*Vaccinium* spp.). Les marmottes de la crête nord-ouest du mont « P » vivent sur des falaises abruptes et des pentes d'éboulis; les colonies du mont Heather et du bassin de la Westerholm vivent parmi des buissons de saules (*Salix*) et des éboulis rocheux. Les marmottes exploitent aussi des zones de coupe à blanc, des ouvertures dégagées par l'aménagement de pistes de ski (monts Washington et Green) et des terrils (mont Washington). Certaines prairies naturelles peuvent avoir été créées par des feux (mont Whympfer, Hooper Nord).

Bryant et Janz (1996) ont utilisé les données sur l'abondance moyenne (de 1972 à 1995) pour décrire les habitats fréquentés par les marmottes. Ils ont indiqué que la plupart (81 %) des marmottes avaient été trouvées entre 1000 et 1400 mètres d'altitude. Les colonies des habitats sur coupe se situaient généralement à plus basse altitude (médiane = 990 mètres, plage = de 730 à 1 140 mètres) que les prairies subalpines naturelles (médiane = 1 240 mètres, plage = de 1 040 à 1 450 mètres). La plupart des marmottes occupaient les pentes d'orientation sud à ouest (74 %). La plupart des coupes à blanc étaient colonisées dans les 10 ans suivant l'exploitation (médiane = 8,5 ans, plage = de 1 à 15 ans) et à moins de 1 km de colonies naturelles (médiane = 0,82 km, plage = de 0,4 à 4,5 km). Seul un faible pourcentage (<2 %) des sites sur coupe situés au-dessus de 700 mètres d'altitude ont été à terme colonisés par des marmottes. L'occupation maximale des sites sur coupe n'est pas connue, mais on a observé des durées d'occupation de 15 ans (20 ans après l'exploitation du site). Par ailleurs, on a documenté des disparitions à 5 sites (temps de résidence médian = 7,0 ans, plage = de 5 à 12 ans; Bryant, en cours de rédaction).

Alimentation

Martell et Milko (1986) ont étudié des échantillons de fèces provenant de 3 colonies subalpines naturelles pour identifier les plantes consommées par les marmottes (Tableau 1). Ils ont conclu que les marmottes se nourrissent de danthonie intermédiaire (*Danthonia intermedia*) et de carex (*Carex* spp.) au début du printemps, puis de plantes herbacées dicotylédones (en particulier *Lupinus latifolius* et *Eriophyllum lanatum*) en été et en automne. Le phlox diffus (*Phlox diffusa*) semble un important élément du régime alimentaire au début de l'été. Ce genre de travaux n'a pas été mené à d'autres colonies; cependant, parmi les plantes dont on sait qu'elles sont consommées aux sites sur coupe à blanc de basse altitude figurent des graminées, *Anaphalis margaritacea*, *Fragaria* spp., *Epilobium angustifolium*, et *Lupinus latifolius* (A. Bryant, données inédites).

Tableau 1. Aliments trouvés dans les fumées de marmottes de 3 colonies subalpines, 1981-1982.

Les données sont les pourcentages moyens ($\bar{x} \pm \text{é.-t.}$) de fragments végétaux trouvés dans des échantillons de 25 fumées chacun. Les arthropodes (insectes) sont probablement entrés dans les matières fécales après la défécation. La mention « *tr* » indique la présence de quantités « traces ». D'après Martell et Milko (1986)

Classe/espèce	Nom commun	Mois			
		Mai	Juin	Août	Septembre
Mousses		1,20 ± 0,29	0,20 ± 0,08	<i>tr</i>	0,10 ± 0,07
Mycorhizes		0,50 ± 0,31	3,20 ± 1,48	0,20 ± 0,12	
Lichens		0,40 ± 0,11	0,40 ± 0,12	<i>tr</i>	<i>tr</i>
<i>Cladonia</i> spp.	cladonie des rennes	0,10 ± 0,10	0,20 ± 0,08		
Fougères		2,60 ± 0,95	1,10 ± 0,45	0,30 ± 0,16	1,00 ± 0,33
Gymnospermes		3,60 ± 1,38	0,90 ± 0,28	0,40 ± 0,21	0,40 ± 0,15
<i>Juniperus communis</i>	cyprès jaune	1,40 ± 0,58	0,60 ± 0,20	0,10 ± 0,14	0,30 ± 0,11
<i>Tsuga</i> sp.	pruche	2,20 ± 0,97	0,20 ± 0,09	0,20 ± 0,18	0,10 ± 0,07
Graminoïdes		56,40 ± 8,76	24,10 ± 4,61	3,70 ± 0,72	2,70 ± 0,97
<i>Danthonia intermedia</i>	danthonie interm.	18,70 ± 6,97	1,30 ± 0,28	0,50 ± 0,12	0,30 ± 0,13
<i>Carex</i> sp.	carex	8,80 ± 1,05	16,20 ± 3,02	1,90 ± 0,47	0,80 ± 0,30
" " "	carex (glume)	26,90 ± 11,23	<i>tr</i>		
<i>Festuca</i> sp.	fétuque (tige)	<i>tr</i>	<i>tr</i>		
<i>Poa</i> sp.	pâturin	0,50 ± 0,18	0,70 ± 0,15	0,20 ± 0,12	<i>tr</i>
<i>Luzula</i> sp.	luzule	1,10 ± 0,35	5,40 ± 1,72	1,00 ± 0,43	1,40 ± 0,85
Herbacées dicotylédones		34,50 ± 6,54	68,30 ± 4,86	94,00 ± 1,17	93,40 ± 1,70
<i>Lupinus latifolius</i>	lupin	16,80 ± 6,77	46,10 ± 3,56	68,50 ± 6,34	28,10 ± 3,21
<i>Eriophyllum lanatum</i>	marguerite jaune	1,40 ± 1,20	7,80 ± 2,35	19,30 ± 6,78	63,10 ± 4,32
<i>Phlox diffusa</i>	phlox diffus	14,00 ± 3,91	2,50 ± 0,64	0,30 ± 0,09	0,90 ± 0,24
<i>Achillia millefolium</i>	achillée	3,60 ± 2,70	2,10 ± 0,36	0,40 ± 0,20	1,50 ± 0,31
<i>Castilleja</i> sp.	castilléjia		0,60 ± 0,24	0,60 ± 0,23	
<i>Lathyrus nevadensis</i>	gesse du Nevada	0,70 ± 0,54	8,60 ± 1,63	4,00 ± 1,82	<i>tr</i>
<i>Prunella vulgaris</i>	brunette	0,40 ± 0,04	<i>tr</i>		<i>tr</i>
graines (<i>Vaccinium</i> sp.)					0,70 ± 0,53
Arthropodes			1,70 ± 0,43	1,30 ± 0,43	1,00 ± 0,50
Nombre d'échantillons		12	24	12	12

Hibernacula et autres terriers

Les marmottes de l'île de Vancouver aménagent des terriers où elles hibernent, mettent bas, et s'abritent des prédateurs et des conditions environnementales extrêmes. Les terriers (hibernacula y compris) sont fréquemment réutilisés plusieurs années par les mêmes individus (Bryant, 1990, 1996a). On ne dispose pas de données pour décrire la longueur, la profondeur ou l'architecture des terriers creusés par le *M. vancouverensis*.

Les terriers-abris (utilisés pour éviter les prédateurs) peuvent n'être qu'un trou peu profond sous une roche ou une racine d'arbre. Les terriers utilisés comme dortoirs ou pour la mise bas sont plus élaborés, et comportent souvent plusieurs entrées. Tout comme les terriers-abris, ils sont généralement construits sous un rocher ou sous le système racinaire d'un arbre, qui doivent assurer probablement une consolidation de la structure. Les hibernacula sont probablement assez profonds pour que les marmottes hibernent en dessous de la couche gelée, mais la chose n'a pas été confirmée. Les études menées sur les marmottes alpines (*M. marmota*) laissent penser qu'une des caractéristiques essentielles de l'hibernaculum est sa capacité de maintenir des températures ambiantes stables et proches de 5 °C (Arnold, 1990; Arnold *et al.*, 1991).

Caractéristiques spéciales de l'habitat et du microclimat

La répartition des marmottes peut être limitée par les températures estivales (Türk et Arnold, 1988; Arnold *et al.*, 1991; Arnold, 1990; Melcher *et al.*, 1990). Les marmottes n'ont en effet ni les glandes sudoripares ni le comportement de « halètement » qui permettent à d'autres mammifères de supporter la chaleur (Barash, 1989). C'est pourquoi les marmottes exposées à des températures ambiantes élevées sont forcées de rester sous terre (Webb, 1980). Türk et Arnold (1988) ont suggéré que ce facteur imposait une limite inférieure d'altitude à la répartition des marmottes, parce que des animaux qui ne peuvent pas se nourrir suffisamment ne parviennent pas à constituer les réserves de graisse qui assureront le succès de l'hibernation. Les données radiotéléométriques sur la température corporelle des marmottes de l'île de Vancouver confortent ces théories (figure 5).

Les températures corporelles passaient de 35 °C à 40 °C en l'espace de plusieurs heures, et ces fluctuations étaient corrélées avec les conditions environnementales et le comportement. La relation entre la température corporelle, l'environnement et les possibilités d'alimentation pourrait expliquer que des grandes étendues d'habitat sur coupe à blanc situées aux basses altitudes, ou dans des endroits plus exposés, n'aient pas été colonisées. Les besoins physiologiques peuvent aussi expliquer pourquoi les habitats de grande qualité se caractérisent par la présence de gros blocs rocheux. Ces blocs peuvent constituer des puits de chaleur qui permettent aux marmottes de passer plus de temps hors du terrier (Bryant, en cours de rédaction).

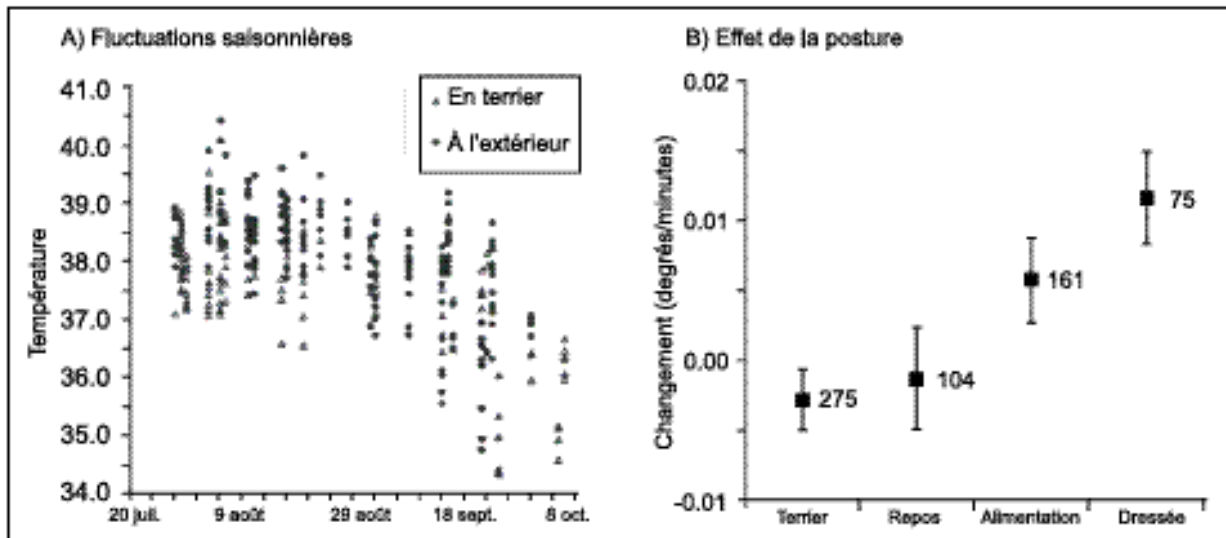


Figure 5. Fluctuations de la température corporelle et effet de la posture. Les températures corporelles connaissent des fluctuations journalières et saisonnières (A). L'orientation du changement de la température présentait un lien significatif avec la posture (B). Il semblerait que, chez les marmottes, la thermorégulation passe par le comportement, et que les blocs rocheux « de repos » soient un élément important de leur habitat. D'après Bryant (en cours de rédaction).

BIOLOGIE GÉNÉRALE

Taille des colonies et structure sociale

Les marmottes de l'île de Vancouver vivent en colonies formées d'un ou de plusieurs groupes familiaux (Bryant, 1990; Heard, 1977). Les familles se composent normalement d'un mâle adulte, d'une ou de plusieurs femelles adultes et d'un nombre variable de juvéniles, de jeunes d'un an et de jeunes de l'année (Heard, 1977). Bryant et Janz (1996) ont indiqué que la plupart des colonies reproductrices comportaient moins de 5 adultes ($\bar{x} = 3,86$, e.-t. = 0,61, $n = 34$). La taille et le nombre des familles varient d'une colonie et d'une année à l'autre, ce qui peut entraîner des fluctuations spectaculaires de la taille de la population (Bryant, 1996b).

Les marmottes d'Amérique du Nord peuvent être monogames (comme dans certaines populations du *M. caligata*; Holmes, 1984), polygynes, les mâles possédant des harems de plusieurs femelles (comme chez le *M. flaviventris* et le *M. olympus* : Barash, 1989), ou se situer entre les deux, selon la disponibilité des ressources (comme chez le *M. flaviventris* : Schwartz et Armitage, 1981). Heard (1977) a suggéré que le *M. vancouverensis* était monogame, mais Milko (1984) prédisait un certain degré de polygynie lié à la disponibilité des ressources végétales. Les données d'observation de la période 1987-1996 confortent l'hypothèse de la monogamie (A. Bryant, données inédites). Cependant, à au moins 3 occasions, des mâles adultes solitaires se seraient accouplés avec plus d'une femelle (et auraient donc engendré plusieurs portées).

Reproduction et survie

Bryant (1996a) a établi des tables de cycles de vie pour les marmottes de l'île de Vancouver, à la lumière de 9 années d'observations par marquage-recapture à 5 colonies. En général, le *M. vancouverensis* présente des taux de reproduction assez bas, avec des portées de 2 à 5 petits ($\bar{x} = 3,36$, é.-t. = 0,83, $n = 36$). Les femelles atteignent la maturité sexuelle à 3 ans, mais la plupart ne se reproduisent pas avant l'âge de 4 ans ($\bar{x} = 4,00$, é.-t. = 0,82, $n = 13$), et il s'écoule un intervalle d'infécondité d'au moins un an entre les portées ($\bar{x} = 1,83$, é.-t. = 0,76, $n = 6$).

L'observation peut-être la plus frappante est la réduction de la survie des marmottes dans les habitats sur coupe (figure 6). La conclusion essentielle est que les marmottes fréquentant ces habitats montrent toute leur vie une performance reproductrice réduite (figure 7), et que les habitats sur coupe à blanc constituent des « puits » qui absorbent plus d'individus dispersants qu'ils n'en produisent (voir Pulliam, 1988; Bryant, 1996a, 1996b, en cours de rédaction).

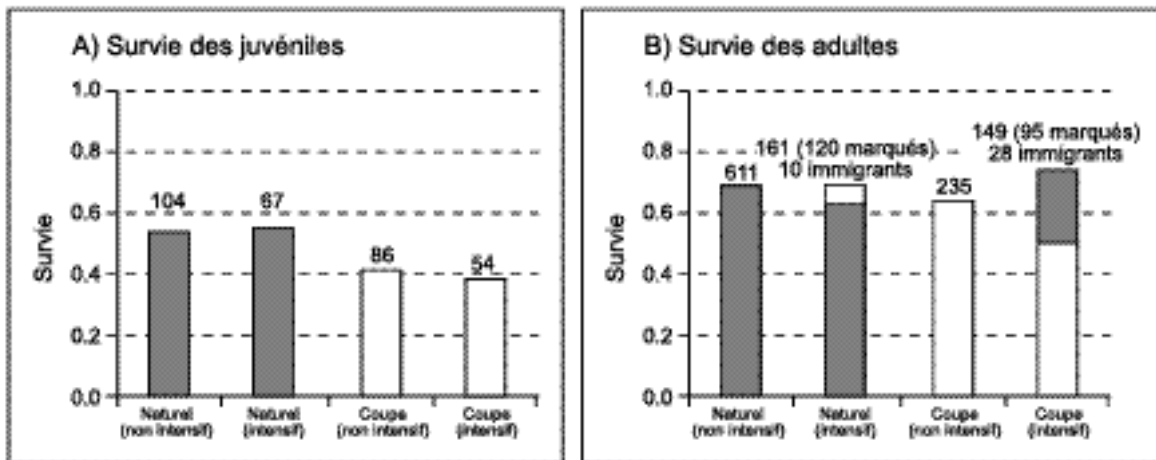


Figure 6. Taux de survie estimés à partir de dénombrements de colonies marquées à l'oreille et de dénombrements non intensifs. Les résultats montrent que la survie des juvéniles est considérablement réduite dans les sites sur coupe à blanc (41 % contre 54 % aux sites naturels). Les taux de survie des adultes estimés à partir des dénombrements ne montrent pas de différences. Cependant, les résultats des dénombrements intensifs (marquage à l'oreille) indiquent que les immigrants constituent une proportion significativement plus élevée des survivants « apparents » dans les sites sur coupe à blanc. La persistance des adultes marqués était aussi significativement plus élevée aux sites naturels (63 %) que sur les coupes à blanc (50 %). D'après Bryant (en cours de rédaction).

Dispersion et connectivité du paysage

Les cas observés de dispersion sont limités. À la lumière des surveillances d'animaux marqués (Bryant 1996a, 1996b, en cours de rédaction), les émigrants connus sont 2 mâles de 2 ans, une femelle solitaire qui a probablement émigré à l'âge de 2 ans, et 2 individus qui semblaient adultes quand on les a vus au nouveau site. La distance maximale de dispersion était de 7,4 kilomètres. Les indications suggèrent que ni les juvéniles ni les marmottes de l'année ne se dispersent. Les 35 immigrants observés aux colonies ayant fait l'objet d'études intensives ont tous

été jugés adultes la première fois qu'on les a vus, et 11 immigrants capturés étaient des adultes (7 femelles, 4 mâles). Les données ne sont pas suffisantes pour qu'on puisse calculer des distances ou directions moyennes de dispersion, et ne sont peut-être pas représentatives.

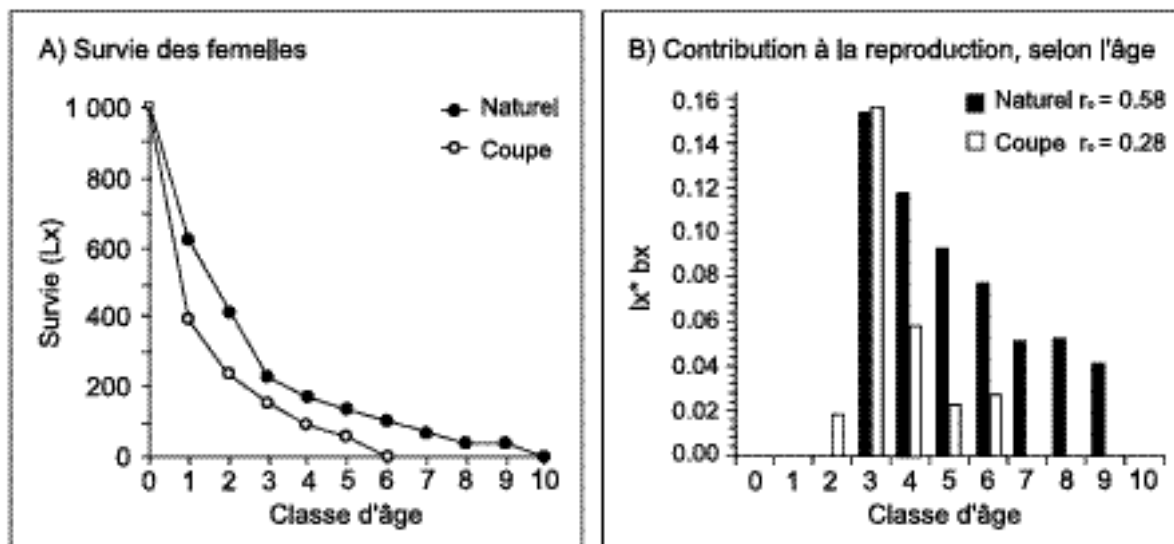


Figure 7. Effet du type d'habitat sur la démographie. Les taux de survie des femelles (A) étaient significativement plus bas dans les habitats sur coupe à blanc. Il en est résulté une baisse de la contribution à la reproduction (B). Les données concernent les femelles marquées surveillées de 1987 à 1996. D'après Bryant (en cours de rédaction).

Les observations de marmottes solitaires dans des habitats de basse altitude suggèrent qu'il est possible que la distance de dispersion dépasse souvent 7 km. Bryant et Janz (1996) ont recueilli 22 mentions de marmottes solitaires au cours de la période de 1972 à 1995, dont 1 individu qui « errait » sur la plage à Courtenay (12 juillet 1974), 1 photographié sur le mont Demers (25 juillet 1977), et 1 qui s'est installé dans un potager à Coombs (7 juillet 1980). Les marmottes peuvent faire apparition dans les endroits les plus imprévus, comme un hangar à bois, à Youbou (25 juillet 1986), une écurie, à Nanaimo (25 septembre 1991), une nouvelle subdivision, à Bell's Bay sur la côte ouest (mai 1992), et un quai, au lac Cowichan (18 mai 1993). Certaines de ces observations (p. ex. Bell's Bay, Cassidy, Duncan et Cedar) correspondent probablement à des distances de dispersion supérieures à 25 km.

Bryant (1990, 1996a, 1996b) a avancé que l'exploitation forestière par coupe à blanc raccourcissait les déplacements moyens de dispersion des marmottes, puisqu'elle fournit aux émigrants des habitats plus proches où s'installer. La proximité entre sites de colonisation et colonies existantes conforte cette hypothèse (la plupart des colonisations survenant à moins de 1 km d'une colonie existante), mais il y a des indications contradictoires. Les individus peuvent se disperser sur un paysage complexe (et certains le font), et de toute évidence ne choisissent pas nécessairement le premier habitat disponible.

Variabilité génétique et taille effective de la population

Bryant (1990) a examiné la variabilité génétique par électrophorèse d'échantillons de sang. L'échantillon était réduit aussi bien en termes de nombre d'animaux ($n = 44$), de structure de colonie ($n = 3$) que de nombre de loci examinés ($n = 22$). Les résultats ont montré des degrés de variabilité génétique comparables à ceux du *M. flaviventris* et du *M. monax* ($n = 22$ loci évaluables, loci polymorphes estimés $P = 0,18$, hétérozygotie moyenne attendue $H = 0,073$; voir Schwartz et Armitage, 1980; Wright *et al.*, 1987). On a noté des différences génétiques significatives entre deux colonies distantes de moins de 20 kilomètres, ce qui montre l'importance des effets fondateurs et d'une dispersion non fréquente. La taille effective de la population N_e de la population connue était proche de 50 (sur la base d'une population estimative de ~ 250 individus, $N_e = 34,6$ à $64,4$).

Bryant (1990), dans son interprétation des données génétiques, suggère que le *M. vancouverensis* n'est ni génétiquement appauvri ni frappé d'une consanguinité élevée. Les configurations génétiques observées étaient probablement dues aux « effets fondateurs » (c.-à-d. une croissance rapide de la population à partir d'une petite population « fondatrice » qui ne porterait pas d'allèles particuliers). Les résultats portent à penser que cette espèce évite une étroite consanguinité. Les différences génétiques entre colonies fournissent un appui supplémentaire à la notion que la « connectivité » (dispersion entre colonies) survient rarement.

Comportement et adaptabilité

Le *M. vancouverensis* est une des espèces de marmottes les plus sociales (Heard, 1977). Bryant (1990) a examiné les implications sociobiologiques de cet état de choses, et conclu que la plupart des attributs comportementaux peuvent découler d'une histoire évolutive qui exigeait la survie dans des habitats petits et épars.

Bien des auteurs se sont penchés sur l'« adaptabilité » du *M. vancouverensis* à des paysages modifiés par l'homme (Munro *et al.*, 1985). Certes, beaucoup de marmottes vivent dans des habitats sur coupe à blanc, mais les données démographiques suggèrent que ces habitats agissent comme des puits de population (Bryant, 1996a, 1996b, en cours de rédaction). Les colonies de marmottes qui se sont installées sur des pistes de ski (monts Green et Washington) ou des terrils (mont Washington) au cours des années 1980 sont, soit peu florissantes, soit localement éteintes. Il est possible que les données les plus importantes soient les données négatives. Bien qu'un grand nombre d'habitats potentiels aient été créés par l'exploitation forestière au-dessus de 700 mètres, seul un petit pourcentage a jamais été colonisé, et la répartition générale du *M. vancouverensis* rétrécit depuis plusieurs décennies.

FACTEURS LIMITATIFS

Changements du climat et de la végétation

Nagorsen *et al.* (1996) ont suggéré que des changements à long terme du climat et des habitats pouvaient être déduits des restes préhistoriques trouvés bien à l'extérieur de l'aire de répartition principale actuelle. Cela ne fait aucun doute. Les os de marmottes préhistoriques trouvés à l'extérieur des limites actuelles entraînent les mêmes conclusions dans d'autres régions du monde (p. ex. Preleuthner *et al.*, 1995; Grayson, 1987). Le remplacement de la toundra forestière par la forêt a spectaculairement réduit la quantité d'habitats de marmottes dans le passé préhistorique récent (Pléistocène-Holocène). Que ces processus puissent aussi expliquer les rétrécissements des aires de répartition aux époques plus récentes reste incertain.

Milko (1984) a avancé que les changements de la végétation avaient réduit la disponibilité des habitats dans les dernières décennies (c'est aussi le point de vue de Nagorsen *et al.*, 1996). Si c'est le cas, des sites autrefois occupés par des marmottes ont subi des changements qualitatifs, et l'espèce est confinée à une zone géographique de plus en plus petite où seraient réunies les bonnes conditions de climat et de végétation. L'hypothèse de la « régulation climatique » concorde avec les hypothèses de Thomas (1994), qui a avancé que nombre d'espèces rares suivent les niches environnementales, disparaissant localement quand les conditions ne conviennent plus, et colonisant des sites où elles s'améliorent. On a proposé plusieurs mécanismes, dont l'invasion des prairies subalpines par les arbres ou les fougères du genre *Pteridium*, des modifications des régimes des feux (Milko, 1984), et des changements de la disponibilité alimentaire (Martell et Milko, 1986).

Les indices recueillis restent ambigus. L'invasion des prairies subalpines par les arbres a été documentée pour plusieurs régions dans les monts Olympic (Fonda et Bliss, 1969; Schreiner et Burger, 1994) et Cascade (Franklin *et al.*, 1971). Cependant, les études dendrochronologiques menées sur plusieurs colonies historiques et actuelles de *M. vancouverensis* ont donné des résultats très surprenants (C. Laroque, données inédites). Dans le parc provincial Strathcona, d'où les marmottes semblent avoir disparu il y a quelque 10 à 30 ans, la majorité des arbres ont plus de 300 ans, et il y a peu d'indications de succession forestière. Curieusement, certains des habitats de meilleure qualité dans l'actuelle aire de répartition principale montrent des traces considérables de l'invasion par les arbres dans les 50 dernières années, probablement due à une régénération après incendie (c.-à-d. le système des crêtes Green-Gemini-Haley-Butler).

Les autres indices d'une régulation climatique sont faibles, du moins pour le court terme. Bien que, pour certains auteurs, l'épaisseur de neige (Barash, 1989) ou la durée de la saison de neige (Van Vuren et Armitage, 1991) soient des facteurs importants régissant la survie des marmottes, Bryant (en cours de rédaction) a constaté que les mesures environnementales annuelles (nivométrie, épaisseur de

neige au sol, température, pluviométrie, etc.) n'étaient pas de bons indices des taux de survie et de reproduction du *M. vancouverensis*.

Évolution des relations prédateurs-proies

Les prédateurs sont une importante cause de mortalité. Sur 10 ans d'études de terrain, on a observé 3 cas de prédation par l'Aigle royal (Bryant, en cours de rédaction). Au moins 4 individus surveillés par télémétrie ont été tués par des prédateurs terrestres, dont 3 des 7 animaux portant un émetteur radio en 1994. Bien qu'il n'ait pas été possible d'identifier l'espèce du prédateur, il s'agissait probablement d'un couguar ou d'un loup. Il existe une mention de fourrure de marmotte dans des fèces de loup (Janz *et al.*, 1994), et plusieurs personnes ont observé des couguars « à l'affût » des marmottes (Bryant, 1996a).

Merilees (1980) a avancé qu'une augmentation de l'abondance de l'Aigle royal peut avoir eu un effet néfaste sur les marmottes. Il est certes intéressant de noter que le premier nid d'Aigle royal observé sur l'île de Vancouver ait été situé près d'une colonie historique de marmottes (lac Upper Campbell, en 1954; Campbell *et al.*, 1990), mais on ne dispose pas de données pour estimer les tendances de la population de cet oiseau. La surveillance par radiotélémétrie d'un oiseau unique dans la zone principale des marmottes montre une très frappante fidélité au site au cours des 2 dernières années (D. Doyle, données inédites).

Les estimations du nombre de loups et de couguars dans l'aire de répartition principale des marmottes (K. Atkinson, données inédites d'observations par des chasseurs) ne montrent pas de tendance significative à la hausse, et n'ont pas été corrélées avec les taux de survie des marmottes (figure 8). Cependant, ces données ne fournissent qu'un tableau très incomplet. Depuis une dizaine d'années, les effectifs des cerfs subissent une baisse très marquée dans l'aire de répartition principale des marmottes (D. Janz, données inédites). Les campagnes de lutte contre les loups et les couguars ont été abandonnées. De plus, l'exploitation forestière qui a entraîné la création d'un vaste réseau de routes (qui a pu favoriser les déplacements des prédateurs) et la colonisation des coupes à blanc par les marmottes a fait monter la densité démographique locale (ce qui rend peut-être plus avantageux pour les prédateurs de rester dans la région). Étant donné la faible superficie présentement occupée par les marmottes, je crois tout à fait probable qu'un petit nombre de prédateurs terrestres soient devenus très habiles à chasser le *M. vancouverensis*, et puissent avoir un effet profond sur sa population.

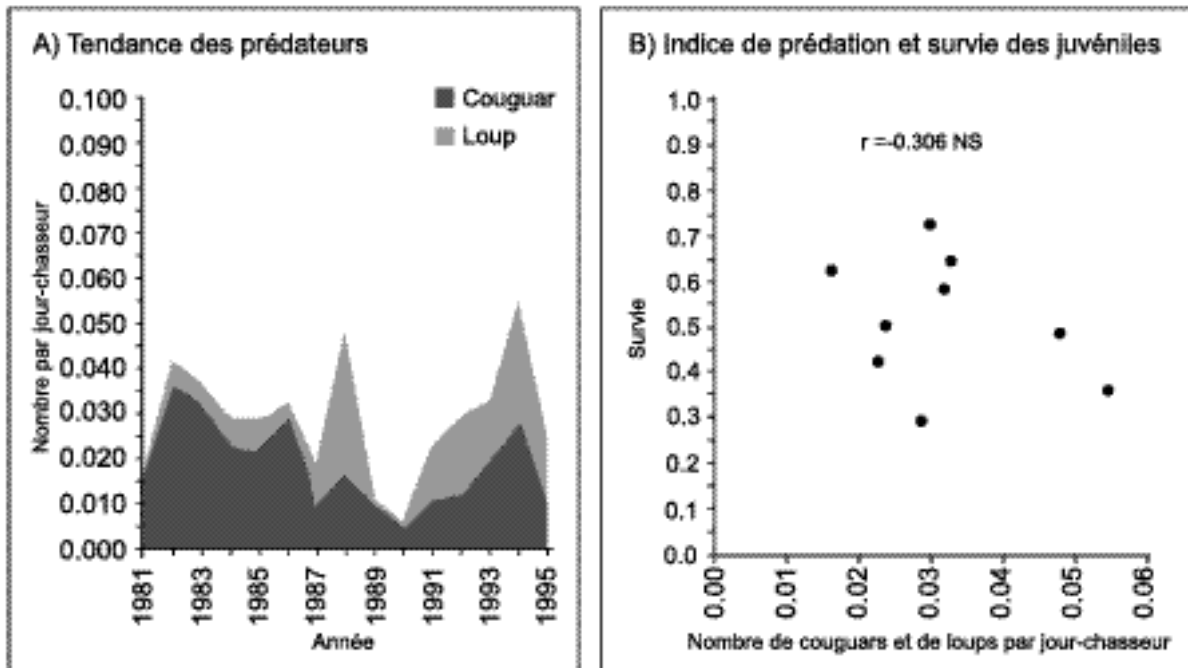


Figure 8. Abondance des loups et des couguars (A) et relation avec les taux de survie de juvéniles observés. (B) Ces analyses risquent d'induire en erreur; ces données laissent en effet de côté les facteurs confusionnels comme la réduction des effectifs des autres proies possibles (cerf), et le comportement acquis (p. ex. chasse le long de routes forestières, ou dans des habitats particuliers des marmottes). D'après Bryant (en cours de rédaction).

Prédation et perturbation par l'homme

La présence d'os de marmottes dans un site archéologique vieux de 1500 ans à Port Alberni (Calvert et Crockford, 1983) et d'os portant des marques d'outils dans des cavernes à haute altitude (Nagorsen *et al.*, 1996) indique clairement que les peuples autochtones chassaient le *M. vancouverensis*, pour se vêtir et se nourrir. Cependant, Nagorsen *et al.* (1996) ont rejeté l'hypothèse de la surchasse comme explication de la diminution de l'aire de répartition de l'espèce, et je suis du même avis.

Il n'y pas eu récemment de cas où la chasse par l'homme a conduit à la disparition de colonies particulières, mais Munro *et al.* (1985) ont documenté deux cas où des vandales ont tué des marmottes au fusil. Il y a eu un incident non confirmé à la colonie naturelle du mont Green en août 1990; on n'a retrouvé ni douilles vides, ni dépouilles de marmottes, mais plusieurs animaux marqués à l'oreille n'ont pas été revus après cette date (A. Bryant, données inédites).

La plupart des colonies actuelles sont « protégées » par le fait qu'on n'en connaît généralement pas l'existence, qu'elles vivent sur des terres forestières privées, et qu'elles sont situées dans des endroits d'accès difficile (Janz *et al.*, 1994). Les colonies intensivement étudiées qui reçoivent quotidiennement la visite de chercheurs ne montrent pas de réduction mesurable de la performance

démographique par rapport à d'autres. J'estime, en désaccord sur ce point avec des études antérieures (p. ex., Dearden, 1983), que les niveaux actuels de perturbation par l'homme sont négligeables. Cela étant dit, dans certaines colonies, la pression des visites augmentera à l'avenir, à mesure que le *M. vancouverensis* sera plus largement connu. Il y a certes un risque que certaines colonies de marmottes soient « aimées jusqu'à la mort » par des écotouristes, mais je pense qu'il est faible.

Métopopulation et écologie du paysage

Une interprétation de la répartition actuelle des marmottes et de ses tendances récentes est fondée sur les concepts de métopopulation et de rapport source-puits (Bryant, 1990). L'idée d'une métopopulation chez le *M. vancouverensis* repose sur des observations relatives aux fluctuations locales de la population, aux disparitions et aux colonisations (Bryant, 1990; Bryant et Janz, 1996). Selon l'hypothèse de la métopopulation, certains habitats historiques seraient devenus vacants parce que les disparitions locales n'ont pas été compensées par des recolonisations (Bryant, 1996a, en cours de rédaction), ce qui pourrait être le cas si les taux de dispersion réussie ont été modifiés par l'activité humaine.

Ce qui rend cette hypothèse fascinante est aussi ce qui la rend si difficile à confirmer, à savoir que le changement essentiel avec le temps ne tient pas autant aux prairies subalpines qu'aux changements de la « matrice de paysage » (Taylor *et al.*, 1993; Fahrig et Merriam, 1985) dans laquelle les animaux doivent se disperser pour recoloniser des habitats vacants ou assurer le sauvetage de colonies peu florissantes. À partir des analyses des tables de survie, nous savons que les marmottes, en tant qu'individus, prospèrent relativement mal sur les coupes à blanc, et que les colonies exploitant ces habitats consomment plus d'immigrants qu'elles ne produisent d'émigrants (Bryant, 1996a). Cependant, les indications d'une réduction de la connectivité sont peu claires. La notion que la présence d'habitats nouvellement créés mais de piètre qualité à proximité de prairies naturelles nuit à la dispersion est certes confortée par les données génétiques (Bryant, 1990) et la concentration spatiale des épisodes de colonisation (Bryant et Janz, 1996), mais elle est contredite par les cas de dispersion à grande distance dans un paysage modifié (Bryant, 1996 ; Bryant et Janz, 1996).

L'exploitation de forêts à plus de 800 mètres d'altitude au cours des années 1960, 1970 et 1980 a ouvert des centaines d'hectares d'habitat potentiel. C'est cette situation, combinée à des conditions propices à de bons taux de reproduction et de survie, qui a permis la colonisation de nouveaux sites et l'augmentation des effectifs au début des années 1980 (Bryant et Janz, 1996). Le fait qu'une si faible proportion des habitats potentiels ait été colonisée tient peut-être en grande partie à une réduction de la survie dans ces habitats. Bryant (1996b) a montré que les habitats sur coupe à blanc ne permettent pas aux femelles d'avoir la même performance reproductrice sur la durée de vie que celles vivant dans des habitats naturels, et suggéré que les colonies des coupes à blanc ne se maintenaient que grâce à l'immigration continue de nouvelles femelles.

Stochasticité démographique et environnementale

Du fait de la petite taille des colonies, les marmottes de l'île de Vancouver sont extrêmement vulnérables à des événements aléatoires qui influent sur les individus ou les groupes familiaux. La « stochasticité de l'immigration-émigration » est liée au caractère aléatoire des naissances et des morts qui influent sur des sous-populations individuelles, et la « stochasticité régionale » à celui des facteurs environnementaux agissant simultanément sur un certain nombre de sous-populations. Les deux jouent probablement un rôle critique dans la régulation des effectifs du *M. vancouverensis* (Bryant et Janz, 1996).

Comme certaines montagnes n'abritent que 1 ou 2 groupes familiaux, le sort des individus (prédation, mortalité hivernale, dispersion, immigration fructueuse) peut avoir des effets démographiques importants. On a constaté des disparitions locales, des échecs de reproduction et des « effets de sauvetage » par l'immigration (Brown et Kodric-Brown, 1977) qui étaient dus aux aléas de la présence ou de la disparition de mâles adultes solitaires (Bryant, 1996b). De même, la faible superficie de l'aire de répartition rend le *M. vancouverensis* sensible aux tendances des conditions météorologiques, ou « stochasticité régionale », qui semblent à l'origine d'une mortalité hivernale élevée (p. ex. taux de survie des juvéniles de 36 % pendant l'hiver 1994-1995; Bryant, en cours de rédaction).

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Le *Marmota vancouverensis* est l'une des cinq espèces de mammifères qui sont endémiques du Canada (Wilson et Reeder, 1993). C'est en outre la seule de ces espèces qui est classée « en voie de disparition » par le COSEPAC.

RECOMMANDATIONS/OPTIONS DE GESTION

Cette information se trouve en dossier avec le Ministry of Environment, Lands and Parks Wildlife Branch de la C.-B.

STATUT PROPOSÉ

Statut recommandé : EN VOIE DE DISPARITION.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier D.W. Janz, W.T. Munro, S. Herrero, D. Eastman et l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, qui ont fourni un appui indéfectible à mon ambition de consacrer dix ans à épier d'obscurs rongeurs. Les commentaires de D. Nagorsen sur les versions préliminaires ont été très précieux. Ce rapport a été financé par l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver.

OUVRAGES CITÉS

- Arnold, W. 1990. The evolution of marmot sociality: II. Costs and benefits of joint hibernation. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 27: 239-246.
- Arnold, W., G. Heldmaier, S. Ortmann, H. Pohl, T. Ruf et S. Steinlechner. 1991. Ambient temperatures in hibernacula and their energetic consequences for alpine marmots. *Journal of Thermal Biology*. 16: 223-226.
- Barash, D.P. 1989. *Marmots: social behavior and ecology*. Stanford University Press Stanford (CA) 360 p.
- Bibikov, D.I. 1996. *Die Murmeltiere der Welt* (Marmots of the World). Springer-Verlag.
- Brown, J.H. et A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*. 58: 445-449.
- Bryant, A.A. 1990. Genetic variability and minimum viable populations in the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). M.E.Des. Thèse, University of Calgary, Calgary (Alb.). 101 p.
- Bryant, A.A. 1996a. Reproduction and persistence of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and logged habitats. *Canadian Journal of Zoology*. 74: 678-687.
- Bryant, A.A. 1996b. Démographie de la marmotte de l'île de Vancouver dans les habitats naturels et les clairières. Pages 157-168 in LeBerre, M., R. Ramousse et L. Le Guelte (éditeurs) : *Biodiversity in Marmots - Biodiversité chez les Marmottes*. International Marmot Network (Moscow-Lyon).
- Bryant, A.A. En prép. Metapopulation ecology of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). Thèse de doctorat, University of Victoria, Victoria (C.-B.).
- Bryant, A.A., et D.W. Janz. 1996. Distribution and abundance of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). *Canadian Journal of Zoology*. 74: 667-677.
- Calvert, G., et S. Crockford. 1983. Analysis of faunal remains from the Shoemaker Bay site. Pages 174-219 in A.D. MacMillan et D.E. St. Claire (éditeurs). *Alberni prehistory: archeological and ethnographic investigations on western Vancouver Island*. Theytus Books, Nanaimo (C.-B.). 219 p.
- Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser et M.C.E. McNall. 1990. *The Birds of British Columbia*. Volume 2. Royal B.C. Museum, Victoria (C.-B.). 636 p.
- Dearden, P. 1983. Non-consumptive recreation pressures and the case of the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). *Environmental Conservation*. 10: 63-66.
- Demarchi, D.A., L. Bonner, L. Lacelle, S. Moss et B. von Sacken. 1996. Biophysical

- analysis of Vancouver Island marmot habitat. Rapport d'étape inédit, Ministry of Environment, Lands and Parks de la C.-B. 21 p.
- Fahrig, L., et Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*. 66: 1762-1768.
- Fonda, R.W., et L.C. Bliss. 1969. Forest and vegetation of the montane and subalpine zones, Olympic Mountains. *Ecological Monographs*. 39: 371-301.
- Franklin, J.F., W.H. Moir, G.W. Douglas, et C. Wiberg 1971. Invasion of subalpine meadows by trees in the Cascade Range, Washington and Oregon. *Arctic and Alpine Research*. 3: 215-224.
- Grayson, D.K. 1987. The biogeographic history of small mammals in the Great Basin; observations on the last 20,000 years. *Journal of Mammalogy*. 68: 359-375.
- Groombridge, B., et G. Mace. 1994. The 1994 list of threatened animals. Union mondiale pour la nature (Gland, Suisse). 286 p.
- Heard, D.C. 1977. The behaviour of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). Mémoire de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (C.-B.). 129 p.
- Hoffmann, R.S., J.W. Koepl et C.F. Nadler. 1979. The relationships of the amphiberian marmots (Mammalia: Sciuridae). *Occasional Papers, Museum of Natural History*. University of Kansas (Lawrence, KA). 83: 1-56.
- Holmes, W.G. 1984. The ecological basis for monogamy in Alaskan hoary marmots. Pages 250-274 dans J.O. Murie and G.R. Michener (éditeurs): *The Biology of Ground-dwelling Squirrels*. University of Nebraska Press, Lincoln (Nb). 459 p.
- Janz, D., C. Blumensaat, N.K. Dawe, B. Harper, S. Leigh-Spencer, W. Munro et D. Nagorsen, 1994. Plan national de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver. Rapport n° 10. Comité de rétablissement des espèces canadiennes en péril, Ottawa. 32 p.
- Martell, A.M., et R.J. Milko. 1986. Seasonal diets of Vancouver Island marmots. *Canadian Field-Naturalist*. 100: 241-245.
- Melchor, J.C., K.B. Armitage et W.B. Porter. 1990. Thermal influences on the activity and energetics of Yellow-bellied marmots. *Physiological Zoology*. 63: 803-820.
- Merilees, W.J. 1980. Vancouver Island fauna best left alone. *B.C. Naturalist*. 18: 19-20.
- Milko, R.J. 1984. Vegetation and foraging ecology of the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). Mémoire de maîtrise, University of Victoria, Victoria (C.-B.). 127 p.
- Munro, W.T. 1979. Status of the Vancouver Island marmot in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa (Ontario). 8 p.
- Munro, W.T., D.W. Janz, V. Heinsalu et G.W. Smith. 1985. The Vancouver Island Marmot: status and management plan. Ministry of Environment Wildlife de la C.-B. Bulletin B-39. Victoria (C.-B.). 24 p.
- Nagorsen, D.W, G. Keddie et T. Luszcz. 1996. Vancouver Island marmot bones from subalpine caves: archaeological and biological significance. Occasional Paper #4. Ministry of Environment, Lands and Parks de la C.-B. Victoria (C.-B.). 58 p.
- Nagorsen, D.W. 1987. *Marmota vancouverensis*. *Mammalian Species*. 270: 1-5.
- Preleuthner, M., W. Pinsker, L. Kruckenhauser, W.J. Miller et H. Prosl. 1995. Alpine marmots in Austria: the present population structure as a result of the postglacial distribution history. *Acta Theriologica*, Suppl. 3: 87-100.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*.

- 132: 652-661.
- Ramousse, R., J.P. Martinot et M. Le Berre. 1992. Twenty years of re-introduction policy of alpine marmots from the national park of La Vanoise (Alpes françaises). Pages 171-177 in Bassano, B., P. Durio, U. Gallo Orsi et E. Macchi (éditeurs) : *Proceedings of the 1st International Conference on Genus Marmota* (Torino, IT).
- Rausch, R.L., et V.R. Rausch. 1971. The somatic chromosomes of some North American marmots. *Extrait de Mammalia*. 35: 85-101.
- Schreiner, E.G., et J.E. Burger. 1994. Photographic comparisons: a qualitative appraisal of the influence of climate and disturbances on vegetation, 1915-1990. Pages 139-172 in Houston, D.B., E.G. Schreiner et B.B. Moorhead (éditeurs): *Mountain Goats in Olympic National Park: biology and management of an introduced species*. United States Department of the Interior Scientific Monograph NPS/NROLYM/NRSM-94/25.
- Schwartz, O.A., et K.B. Armitage. 1980. Genetic variation in social mammals: the marmot model. *Science*. 207: 665-667.
- Schwartz, O.A., et K.B. Armitage. 1981. Social substructure and dispersion of genetic variation in the yellow-bellied marmot (*Marmota flaviventris*). Pages 139-159 in M.H. Smith et J. Joule (éditeurs). *Mammalian Population Genetics*. University of Georgia Press (Athènes).
- 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.
- Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein et G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*. 68: 571-573.
- Thomas, C.D. 1994. Extinction, colonization and metapopulations: environmental tracking by rare species. *Conservation Biology*. 8: 373-378.
- Türk, A., et W. Arnold. 1988. Thermoregulation as a limit to habitat use in alpine marmots (*Marmota marmota*). *Oecologia*. 76: 544-548.
- 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.
- Webb, D.R. 1980. Environmental harshness, heat stress and *Marmota flaviventris*. *Oecologia*. 44: 390-395.
- Wilson, D.E., et D.M. Reeder. 1993. *Mammal Species of the World: a taxonomic and geographic reference*. Smithsonian Institution Press (Washington, DC).
- Wright, J., B.C. Tennant et B. May. 1987. Genetic variation between woodchuck populations with high and low prevalence rates of woodchuck hepatitis virus infection. *Journal of Wildlife Diseases*. 23: 186-191.

L'AUTEUR

Andrew Bryant est le propriétaire de *Andrew A. Bryant Services*, firme indépendante d'experts-conseils qui se spécialisent dans la recherche scientifique sur des populations sauvages en péril et la gestion de ces populations. Il est aussi conseiller scientifique auprès de l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver, créée en 1988. Il détient un baccalauréat de l'université de Waterloo (1984) et une maîtrise de l'université de Calgary (1990), et était inscrit au programme de doctorat à l'université de Victoria (devait être terminé en 1998).

L'expérience en recherche de M. Bryant inclut des travaux sur la Buse à épaulettes (Ontario), la Chevêche des terriers (C.-B. et État de Washington), les chauves-souris hibernantes (C.-B.), les oiseaux chanteurs des vieilles forêts (C.-B.), les plantes aquatiques (Québec), le grizzli (C.-B.), les papillons rares (Ontario), les atèles (Costa Rica) et la marmotte de l'île de Vancouver (C.-B.). Ses intérêts actuels portent surtout sur les changements du paysage, et leurs effets sur les processus de dispersion qui peuvent réguler certaines populations (écologie des métapopulations).

Lorsqu'il n'est pas occupé à diriger son entreprise, à terminer son doctorat, ou à essayer de rallier l'appui du public envers quelque rongeur montagnard, Andrew se livre à la création photographique et littéraire. Pour se distraire, il va observer les oiseaux, jouer au golf ou pagayer.

ADDENDA

Données de 1999 et de 2000 sur les populations de marmottes de l'île de Vancouver.

N° du site	Code de la colonie	Montagne	1999				2000				2001			
			n ¹	Ad.	n ²	yoy.	n ¹	Ad.	n ²	yoy.	n ¹	Ad.	n ²	yoy.
1	1.1	Green	21	3	15	4	22	7	16	5	16	6	12	2
2	1.2	Green					2	0			4	0	2	0
3	1.3	Green	1	0	1	0	1	0	1	0	8	0	2	0
4	1.4	Green	1	0	1	0	3	0	2	0	2	0	4	0
5	1.5	Green												
6	1.6	Green					2	0	1	0	4	0	4	0
7	1.7	Green												
8	1.8	Green	15	8	7	6	9	1	5	0	8	0	6	0
9	1.9	Green									2	0	1	0
10	2.1	Gemini	2	0	1	0	2	0	1	0	2	0	0	
11	2.2	Gemini					2	0	1	0	2	0		
12	2.3	Gemini					2	0	1	0	2	0		
13	2.4	Gemini									1	0		
14	2.5	Gemini												
15	2.6	Gemini												
16	2.7	Gemini	12	1	7	0	5	0	2	0	1	0		
17	3.1	Haley	14	3	10	0	10	0	3	0	5	0	3	0
18	3.2	Haley	1	0			4	0	2	0	4	0	3	0
19	3.3	Haley	1	0	1	0	1	0			4	0	1	0
20	4.1	Butler	2	0	2	0	1	0			3	0	1	0
21	4.2	Butler	1	0	1	0	1	0			2	0	1	0
22	4.3	Butler	1	0	1	0	1	0			2	0	1	0
23	4.4	Butler	7	1	6	0	10	1 ⁴	5	0	3	0	2	0
24	4.5	Butler					1	0			1	0		
25	5.1	Buttle	1	0	1	0	1	0			1	0		
26	5.2	Buttle	1	0	1	0	1	0			1	0		
27	6.1	Whymper					1	0			1	0		
28	6.2	Whymper					1	0			1	0		
29	6.3	Whymper	1	0	1	0	1	0	1	0	2	0	1	0
30	7.1	Landalt												
31	7.2	Landalt	14	4	8	4	5	1	2	0	5	0	3	0
32	8.1	Heather	6	1	3	0	10	1	4	0	6	2	5	0
33	9.1	Hooper	2	1	2	0	2	0	1	0	3	0	1	0
34	9.2	Hooper					1	0						
35	9.3	Hooper												
36	10.1	Hooper N.					2	0	1	0	2	0		
37	11.1	P. Mtn.	3	1	3	0	16	2	10	0	8	2	9	2
38	11.2	P. Mtn.	2	0	2	0	5	0	2	0	8	0	4	0
39	11.3	P. Mtn.	2	0	2	0	3	0	2	0	6	2	4	0
40	11.4	P. Mtn.	2	0	2	0	2	0	2	0	3	0	3	0
41	12.1	Moriarty	5	4	5	0	6	3	3	0	4	1	2	0
42	12.2	Moriarty					1	1	1	0	2	0	1	0
43	12.3	Moriarty	4	1	4	0	5	1	1	0	5	0	3	0
44	13.1	Franklin	7	4	2	0	5	0	1	0	3	0	2	0
45	14.2	Washington	14	6	11	0	9	5	7	0	11	5	11	0
46	14.2	Washington	2	1	2	0	4	0	1	0	2	0	2	0
47	14.3	Washington	5	2	4	0	7	4	5	4	9	4	10	4
48	15.1	Big Ugly	7	9	5	0	7	5	5	0	7	4	7	0
49	15.2	Big Ugly					1	0			2	0	0	0
Totaux par colonne			157	50	111	14	175	32	89	9	168	26	111	8
Effectifs totaux de marmottes			64				41				34			
Animaux prélevés pour élevage en captivité			19				5				—			

¹Nombre de visites avant le 1^{er} juillet

²Nombre de visites après le 1^{er} juillet

³Nombre de jeunes de l'année

⁴Animaux transplantés