

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

sur

L'ours blanc
Ursus maritimus

au Canada



ESPÈCE PRÉOCCUPANTE
2008

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. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 84 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

Rapports précédents :

COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 34 p.

STIRLING, I. et M.K. TAYLOR. 1999. Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-34 p.

STIRLING, I. 1991. Update COSEWIC status report on the polar bear *Ursus maritimus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 24 p.

STIRLING, I. 1986. COSEWIC status report on the polar bear *Ursus maritimus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 20 p.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Philip D. McLoughlin, Mitch Taylor et Martha Dowsley qui ont rédigé la mise à jour du rapport de situation sur l'ours blanc *Ursus maritimus* au Canada, en vertu d'un contrat conclu avec Environnement Canada. Marco Festa-Bianchet, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres, a supervisé le présent rapport et en a fait la révision.

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. : 819-953-3215
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 polar bear *Ursus maritimus* in Canada.

Illustration de la couverture :

Ours blanc — Photo par François Messier, Saskatoon, Saskatchewan.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2008.

N° de catalogue CW69-14/351-2008F-PDF

ISBN 978-0-662-04149-8



Papier recyclé



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Avril 2008

Nom commun

Ours blanc

Nom scientifique

Ursus maritimus

Statut

Espèce préoccupante

Justification de la désignation

Cette espèce est un prédateur se trouvant au sommet de la chaîne alimentaire, adapté à la chasse aux phoques sur la glace marine et très vulnérable à la chasse excessive. Bien qu'il y ait certaines différences génétiques entre les ours provenant de différentes régions de l'Arctique, les données génétiques et relatives aux déplacements appuient une seule unité désignable au Canada. Il est cependant utile de signaler des tendances par sous-population, car les taux de prises, les menaces et, donc, la viabilité prévue de la population varient énormément dans l'aire de répartition de l'espèce. Certaines sous-populations font l'objet d'une chasse excessive et les pratiques de gestion actuelles visent à atteindre la prise durable maximale, ce qui peut entraîner un déclin si le suivi des populations est inadéquat. Jusqu'en 2006, certaines sous-populations partagées ont fait l'objet de prises au Groenland qui n'étaient pas fondées sur des quotas. Les modèles de prévision prévoient que 4 des 13 sous-populations (incluant environ 28 % des 15,500 individus de l'espèce au Canada) courent un risque de diminuer de 30 % ou plus au cours des 3 prochaines générations d'ours (36 ans). Les déclins sont partiellement attribuables aux changements climatiques dans l'ouest de la baie d'Hudson et le sud de la mer de Beaufort, mais principalement causés par l'exploitation non durable dans le bassin Kane et la baie de Baffin. Sept sous-populations (environ 43 % de la population totale) sont prévues être stables ou en hausse. Les tendances ne peuvent actuellement faire l'objet de prévision pour deux sous-populations (29 % de la population totale). Les individus de certaines sous-populations présentent un déclin de leur condition corporelle et des changements dans l'emplacement des tanières liés à une disponibilité moindre de glace marine. Pour la plupart des sous-populations faisant l'objet de relevés répétés, les données semblent indiquer une légère augmentation depuis les 10 à 25 dernières années. Toutes les prévisions sont fondées sur des données actuellement disponibles et ne tiennent pas compte des effets possibles des changements climatiques. Les populations de l'espèce ne peuvent persister sans glace marine saisonnière. Un déclin continu de la disponibilité saisonnière de glace marine rend probable une réduction de certaines parties de l'aire de répartition de l'espèce. La diminution de l'épaisseur de la glace dans certaines parties de l'Extrême Arctique peut fournir un meilleur habitat à l'espèce, mais il y a des incertitudes quant à l'impact global des changements climatiques sur la distribution et le nombre d'individus de l'espèce. Bien que le déclin actuel et prévu ne suffise pas à justifier le statut d'espèce menacée, il existe d'importantes préoccupations relativement à l'avenir de l'espèce au Canada.

Répartition

Territoire du Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador, Océan Arctique

Historique du statut

Espèce désignée « non en péril » en avril 1986. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 1991. Réexamen et confirmation du statut en avril 1999, en novembre 2002 et en avril 2008. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.



COSEPAC Résumé

Ours blanc *Ursus maritimus*

Information sur l'espèce

L'ours blanc (*Ursus maritimus* Phipps) a évolué en moins de 400 000 ans en se spécialisant dans la chasse aux phoques sur la glace de mer. Bon nombre des caractéristiques physiques de l'ours blanc peuvent être vues comme des adaptations à la chasse aux phoques de l'Arctique.

Répartition

L'ours blanc a une aire de répartition circumpolaire et est présent au Canada depuis le Yukon jusqu'à Terre-Neuve-et-Labrador, et depuis le nord de l'île d'Ellesmere jusqu'au sud de la baie James. La population est répartie en 13 sous-populations, et selon certaines données, il y aurait séparation génétique entre ces sous-populations. La durée et la fréquence des déplacements saisonniers entrepris par les ours au sein des sous-populations varient selon la superficie de la zone géographique occupée, le régime annuel de formation et de dislocation de la glace de mer, et la disponibilité de divers éléments comme la terre ferme, la glace pluriannuelle et les polynies. Comme il n'y a pas assez de différences entre les ours blancs du Canada, que ce soit entre sous-populations ou entre divisions à grande échelle fondées sur les écorégions, il n'existe aucun groupe intraspécifique pouvant faire l'objet d'une désignation de statut, la seule unité désignable étant l'espèce.

Habitat

La productivité de l'habitat de l'ours blanc est étroitement liée aux propriétés physiques de la glace de mer (type et répartition), ainsi qu'à la densité et à la répartition des effectifs des phoques qui se reproduisent sur la glace de mer, particulièrement des phoques annelés (*Pusa hispida*). Du début de l'hiver jusqu'à la dislocation de la glace de mer annuelle au printemps, les ours blancs occupent principalement la glace de mer côtière. On peut les retrouver jusqu'à plus de 200 km au large des côtes. Les tanières de mise bas sont généralement situées sur la terre ferme près des côtes, et sont creusées dans des congères ou, à certains endroits, dans le sol gelé. On en trouve aussi en mer sur des floes de glace pluriannuelle, particulièrement dans l'ouest de l'Arctique canadien.

Biologie

Les taux de reproduction varient selon les sous-populations d'ours blancs, mais sont tous assez bas. Les ourses atteignent leur maturité sexuelle à l'âge de 4 à 6 ans, et ont habituellement des portées de 1 ou 2 oursons environ tous les 3 ans. De façon générale, la plupart des mâles se reproduisent généralement vers l'âge de 8 à 10 ans. Peu d'ours blancs vivent plus de 25 ans.

Taille et tendances des populations

Les données sur les taux de survie et de reproduction laissent penser que 4 des 13 sous-populations (soit celles de l'ouest de la baie d'Hudson, du sud de la mer de Beaufort, de la baie de Baffin, et du bassin de Kane), représentant environ 27,8 p. 100 de la population totale de 15 500 ours blancs au Canada et chez ses voisins immédiats (le Groenland et les États-Unis), connaissent probablement un déclin actuellement. Par ailleurs, quatre sous-populations (représentant 29,3 p. 100 de la population totale) sont à l'heure actuelle fort probablement stables (dont l'une augmente légèrement et une autre connaît peut-être une diminution lente), et trois autres (13,5 p. 100 de la population totale) très probablement en croissance. On ne connaît pas pour le moment les tendances des deux autres sous-populations (29,4 p. 100 de la population totale), l'analyse n'étant pas terminée dans un cas et les données étant insuffisantes dans l'autre. Les estimations des possibles diminutions des effectifs sur de longues périodes (p. ex. trois générations) se trouvent compliquées par les changements des taux de survie et de reproduction pouvant découler des changements climatiques, ou par les modifications éventuelles des modalités de gestion de la chasse. Les déclinés actuels sont dus à la chasse excessive (baie de Baffin, bassin de Kane) et aux changements climatiques (ouest de la baie d'Hudson, sud de la mer de Beaufort). Les tendances démographiques à long terme seront ultimement déterminées par les changements de la glace de mer (en termes d'étendue et de type) associés au réchauffement du climat de l'Arctique.

Facteurs limitatifs et menaces

Les principaux facteurs limitatifs immédiats touchant actuellement la répartition et l'abondance de l'ours blanc sont la disponibilité de la nourriture (accessibilité aux phoques qui se reproduisent sur la glace de mer et abondance de ceux-ci) et la mortalité directement due à l'homme (attribuable presque exclusivement à la chasse). Au nombre des autres facteurs limitatifs possibles, on compte la prédation intraspécifique, la pollution, particulièrement celle associée à l'exploration et à l'exploitation des réserves marines d'hydrocarbures et à l'accroissement du trafic maritime, et l'accumulation de contaminants de l'environnement (surtout des composés organochlorés) dans les tissus des ours blancs. Les changements climatiques influent probablement sur l'ensemble de ces facteurs et devraient donc être considérés comme le facteur limitatif ultime pour l'espèce. Si le climat continue de se réchauffer conformément aux projections du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), toutes les populations d'ours blancs finiront par être touchées.

Importance de l'espèce

L'ours blanc est le seul carnivore terrestre à occuper le plus haut niveau trophique d'un écosystème marin. Il est un emblème du patrimoine faunique du Canada, et il a une grande valeur culturelle pour les Canadiens. L'ours blanc a aussi une valeur culturelle, spirituelle et économique pour certains peuples autochtones du nord. En tant que symbole des grands espaces vierges de l'Arctique, l'ours blanc est vu dans le monde comme un baromètre d'importants problèmes environnementaux, particulièrement les changements climatiques et la pollution. Le Canada a des responsabilités nationales et internationales en matière d'étude, de gestion et de protection des ours blancs, responsabilités précisées dans un accord international, soit l'Accord sur la Conservation des Ours blancs (polaires). Ces responsabilités sont particulièrement importantes pour notre pays, qui doit assurer la gestion de 55 p. 100 à 65 p. 100 de la population mondiale d'ours blancs.

Protection actuelle ou autres désignations de statut

En 2006, en grande partie à cause de la menace que constitue le réchauffement planétaire, l'ours blanc a été retiré du groupe des espèces présentant une préoccupation mineure et dépendant de la conservation (*Least Concern-Conservation Dependent*) pour être placé dans le groupe des espèces vulnérables (*Vulnerable*) dans la Liste rouge de la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE, de l'anglais Species Survival Commission [SSC]) de l'Union mondiale pour la nature (UICN); cette catégorie correspond à la catégorie « espèce menacée » du COSEPAC. Ce changement a été fondé sur une évaluation des données existantes et l'avis unanime du groupe de spécialistes de l'ours blanc de la CSE de l'UICN. L'ours blanc figure à l'Annexe II de la CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction). En vertu de cette convention, toute expédition internationale d'ours blancs ou de parties d'ours blancs doit être effectuée sous permis. Le secrétaire du département américain de l'Intérieur a annoncé le 14 mai 2008 que l'ours blanc sera désigné espèce menacée (*Threatened*) aux termes de l'*Endangered Species Act* des États-Unis. La gestion de l'espèce est sous la responsabilité des provinces, des territoires et des conseils de gestion des ressources fauniques établis dans le cadre des revendications territoriales. La chasse est en grande partie gérée au moyen de régimes de quotas et conformément aux droits des peuples autochtones. À l'échelle internationale, la gestion des ours blancs est coordonnée selon les termes de l'Accord sur la Conservation des Ours blancs (polaires), signé par le gouvernement fédéral au nom de l'ensemble des provinces et des territoires du Canada en novembre 1973. Au moment d'écrire ces lignes, la seule protection officielle dont jouit l'habitat de l'ours blanc est celle que lui offre le réseau terrestre de parcs nationaux du Canada et le réseau de parcs provinciaux de l'Ontario; ces aires protégées ne représentent qu'environ 2,9 p. 100 de la zone d'occupation de l'espèce au Canada. Il n'y a pas d'aires protégées fédérales, provinciales ou territoriales dans la majeure partie de l'habitat de l'ours blanc, qui se trouve en mer.



HISTORIQUE DU COSEWIC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC) 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 COSEWIC (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 COSEWIC 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 COSEWIC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC) 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 COSEWIC

Le COSEWIC 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 (2008)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une 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 Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

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

Mise à jour
Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'ours blanc
Ursus maritimus

au Canada

2008

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	4
2. INFORMATION SUR L'ESPÈCE	4
2.1 Nom et classification	4
2.2 Description morphologique	4
2.3 Évolution et description génétique	5
3. RÉPARTITION	8
3.1 Aire de répartition mondiale	8
3.2 Aire de répartition canadienne	8
3.3 Unités désignables	9
4. HABITAT	14
4.1 Besoins en matière d'habitat	14
4.2 Tendances en matière d'habitat	16
4.3 Protection de l'habitat	21
5. BIOLOGIE	22
5.1 Cycle vital et reproduction	22
5.2 Prédateurs	27
5.3 Physiologie	27
5.4 Domaines vitaux, déplacements et dispersion	28
5.5 Relations interspécifiques	29
5.6 Adaptations comportementales	29
6. FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES	30
6.1 Disponibilité de la nourriture	31
6.2 Mortalité causée par l'être humain	33
6.3 Autres facteurs limitatifs	36
7. TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS	39
7.1 Tableau sur la situation des sous-populations	39
7.2 Sud de la mer de Beaufort	43
7.3 Nord de la mer de Beaufort	44
7.4 Détroit du Vicomte-Melville	45
7.5 Baie Norwegian	46
7.6 Détroit de Lancaster	46
7.7 Détroit de M'Clintock	47
7.8 Golfe de Boothia	49
7.9 Bassin de Foxe	49
7.10 Ouest de la baie d'Hudson	50
7.11 Sud de la baie d'Hudson	53
7.12 Bassin de Kane	54
7.13 Baie de Baffin	55
7.14 Détroit de Davis	57
8. IMPORTANCE DE L'ESPÈCE	58
9. PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT	58
9.1 Statuts et protections à l'échelle internationale	58
9.2 Statuts et protections au Canada	59

9.3 Risques découlant d'une protection insuffisante et tendances actuelles en matière de gestion	62
10. RÉSUMÉ TECHNIQUE	65
11. REMERCIEMENTS	68
12. SOURCES D'INFORMATION	68
13. SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT	83

Liste des figures

Figure 1. Répartition circumpolaire de l'ours blanc.	6
Figure 2. Les sous-populations d'ours blancs au Canada.	7
Figure 3. Zone d'occurrence et zone d'occupation de l'ours blanc au Canada	10
Figure 4. Évolution sur 24 ans des concentrations de glace, mesurées lorsque l'étendue du couvert glaciaire est à son minimum estival	18
Figure 5. Étendue de la glace de mer courante et projetée en septembre, selon le rapport de l'Évaluation de l'impact du changement climatique dans l'Arctique (ACIA, 2004).	19

Liste des tableaux

Tableau 1. Distances génétiques entre sous-populations d'ours blancs du Canada et d'ailleurs	11
Tableau 2. Résultats du test d'assignation de Paetkau <i>et al.</i> (1999) fondé sur l'analyse de locus microsatellites d'individus échantillonnés dans les sous-populations mondiales d'ours blancs	12
Tableau 3. Moyennes estimées de la taille des portées après sortie des tanières et des probabilités de production de portée (PRP) par âge pour les ourses seules ou les ourses avec oursons en dispersion (âgés de 2 ans) (comme le cycle reproducteur est de trois ans, les ourses avec jeunes de l'année ou jeunes âgés de 1 an ne peuvent s'accoupler et ne sont donc pas incluses dans le calcul de la PRP). On ne dispose pas encore des données de recrutement pour les autres sous-populations.	22
Tableau 4. Moyennes des taux de survie annuels globaux (récoltes prises en compte) par sexe et classe d'âge dans des sous-populations canadiennes d'ours blancs. Des taux de survie globaux n'ont pas été rapportés pour les autres sous-populations.	25
Tableau 5. Moyennes des taux de survie annuels naturels (récoltes non prises en compte) par sexe et classe d'âge dans des sous-populations canadiennes d'ours blancs. On ne dispose pas des taux de survie naturels ou de données qui permettraient de les calculer pour les autres sous-populations.	26
Tableau 6. Situation des sous-populations d'ours blancs se trouvant en tout ou en partie sur le territoire canadien. Des précisions sont fournies dans les notes de bas de tableau présentées à la page suivante, ainsi qu'aux sections 7.1 à 7.14.	34

1. INTRODUCTION

Le Canada a des responsabilités nationales et internationales en matière d'étude, de gestion et de protection des ours blancs. L'Accord sur la Conservation des Ours blancs (polaires) (<http://pbsg.npolar.no>), en anglais seulement), accord international signé le 15 novembre 1973 par le Canada, les États-Unis, la Norvège, le Danemark (pour le Groenland) et l'URSS (aujourd'hui la Russie), stipule que la gestion des ours blancs doit être effectuée « suivant de solides techniques de conservation fondées sur les meilleures données scientifiques disponibles ». Cette obligation est particulièrement importante pour le Canada parce que nous sommes collectivement responsables de 55 p. 100 à 65 p. 100 de la population mondiale d'ours blancs. Le présent document fait le point sur les connaissances concernant la biologie et la situation de l'ours blanc au Canada.

2. INFORMATION SUR L'ESPÈCE

2.1 Nom et classification

Classe :	Mammifères
Ordre :	Carnivores
Famille :	Ursidés
Sous-famille :	Ursinés
Nom scientifique :	<i>Ursus maritimus</i> Phipps (1774), aucune sous-espèce
Noms communs :	ours blanc, polar bear, nanuk, nanuq, wapusk

Gentry (2001) présente un bref historique de la nomenclature de l'ours blanc. L'ours blanc s'est d'abord vu attribuer par Linné (1758, p. 47) le nom latin d'*Ursus maritimus albus-major, articus*, mais cet auteur ne le considérait pas comme une espèce distincte de l'ours brun (*Ursus arctos*). Phipps (1774, p. 185) a été le premier à décrire l'ours blanc en tant qu'espèce. Selon Gentry (2001), sur la base des règles de nomenclature, l'auteur et la date légitimes du nom de l'espèce, *Ursus maritimus*, sont Phipps (1774) et non Linné (1758), comme on le voit parfois. On a donné divers noms au genre, comme *Thalassarctos*, *Thalarctos*, et *Thalatarctos*, mais, depuis les années 1960, la plupart des auteurs utilisent le nom *Ursus maritimus*.

2.2 Description morphologique

L'ours blanc est un gros Ursidé dont la taille et la forme sont très semblables à celles de l'ours brun, duquel il diffère par l'absence entre les épaules de la bosse proéminente caractéristique de ce dernier, par sa tête plus petite et ne présentant pas le profil nettement concave de celle de l'ours brun, et par son cou et son rostre plus longs. En outre, les surfaces broyantes des dents jugales de l'ours blanc sont plus dentelées, adaptation à un régime alimentaire plutôt carnivore. Enfin, les griffes de l'ours blanc sont plus petites et plus acérées, et ses pieds antérieurs sont élargis, ce qui l'aide à mieux nager, à défoncer le toit des tanières de mise bas et des abris subnivaux des phoques, à creuser ou à grimper en terrain neigeux ou glacé, et à tuer efficacement

les phoques. À la différence des autres ours, l'ours blanc possède des coussinets entièrement recouverts de fourrure qui peut contribuer à l'isolation thermique du pied et améliorer la traction sur la glace ou la neige. Grâce à sa peau noire, l'ours blanc absorbe mieux l'énergie solaire. Les poils translucides font paraître la fourrure blanche, particulièrement juste après la mue, mais elle peut paraître jaune ou blanc cassé durant l'été. La fourrure de l'ours blanc reflète souvent les couleurs du ciel et de la neige, ce qui procure à l'animal un camouflage pour la chasse. Le dimorphisme sexuel est prononcé : les mâles peuvent atteindre un poids de 800 kg et une longueur de 2,8 m du bout du nez au bout de la queue (DeMaster et Stirling, 1981), tandis que les femelles, plus petites, ne dépassent habituellement pas 400 kg et 2,5 m (Amstrup, 2003).

2.3 Évolution et description génétique

Le registre fossile laisse penser que la spéciation de l'ours blanc à partir de l'ours brun s'est effectuée dans les 400 000 dernières années (Thenius, 1953; Kurtén, 1964). Cette assertion est étayée par des données de génétique moléculaire qui indiquent que la divergence des deux espèces ne remonterait qu'à 200 000 à 250 000 ans. Plus particulièrement, il a été établi que l'ours blanc diffère très peu d'un clade d'ours bruns actuellement présent dans l'archipel Alexander, dans le sud-est de l'Alaska (Cronin *et al.*, 1991; Talbot et Shields, 1996a; idem, 1996b). Cronin *et al.* (1991) ont relevé une différence de seulement 1 p. 100 entre l'ADN mitochondrial (ADNmt) d'ours blancs et celui d'ours bruns de cet archipel; par ailleurs, la différence est de plus de 2,5 p. 100 entre des ours blancs et des ours bruns vivant ailleurs. On pense que des ours bruns ont survécu dans un refuge qui se trouvait dans la partie sud de l'archipel Alexander il y a 20 000 ans, durant le maximum glaciaire du Wisconsinien supérieur (Heaton et Grady, 1993); cependant, comme l'ours blanc a de toute évidence divergé de ce clade bien avant la première des glaciations du Wisconsinien (qui a débuté il y a environ 70 000 ans), il est peu probable que la spéciation de l'ours blanc se soit produite précisément dans l'archipel Alexander.

Des cas d'hybridation en nature témoignent de la relation étroite qui existe entre l'ours blanc et l'ours brun (un ours hybride a par exemple été récolté récemment près de l'île Banks; comm. pers. de Gau [2006]). Des accouplements interspécifiques fructueux sont observés depuis longtemps en captivité, avec fécondité attestée des descendants de première et de deuxième génération (Martin, 1876; idem, 1882; Kowalska, 1962; idem, 1965; idem, 1969).

L'écologie moléculaire de l'ours blanc a été récemment étudiée par Paetkau *et al.* (1995, 1999), Crompton (2004), et Saunders (2005). Comme on le verra plus en détail à la section 3.3, il existe divers degrés de différences génétiques entre la plupart des sous-populations d'ours blancs identifiées au Canada (figures 1 et 2; tableaux 1 et 2); cependant, ces différences n'en font pas des sous-unités génétiques ou des sous-espèces. Paetkau (1999) dit que, en ce qui concerne les sous-populations identifiées aux fins de gestion dans l'ensemble de l'aire de répartition circumpolaire de l'espèce, aucune discontinuité génétique indiquant que des groupes auraient pu être isolés durant des périodes significatives sur le plan évolutionnaire n'a été trouvée.

Depuis le pléistocène supérieur, la morphologie de l'ours blanc a notablement changé. En particulier, il y a eu réduction progressive de la taille de l'espèce, les ours blancs fossiles étant beaucoup plus gros que ceux d'aujourd'hui (Kurtén, 1964). L'espèce a évolué de façon à pouvoir efficacement chasser les phoques sur la banquise, particulièrement le phoque annelé (*Pusa hispida* [espèce classée dans le genre *Phoca* jusqu'en 2003 - voir UICN, 2006]) et le phoque barbu (*Erignathus barbatus*). Bon nombre des caractéristiques physiques de l'ours blanc peuvent être vues comme des adaptations à la chasse aux phoques de l'Arctique.



Figure 1. Répartition circumpolaire de l'ours blanc. Abréviations des sous-populations du Canada (délimitées par les lignes épaisses) : détroit du Vicomte-Melville (VM), baie Norwegian (NW), bassin de Kane (KB), détroit de Lancaster (LS), baie de Baffin (BB), détroit de Davis (DS), sud de la baie d'Hudson (SH), ouest de la baie d'Hudson Bay (WH), bassin de Foxe (FB), golfe de Boothia (GB), détroit de M'Clintock (MC), sud de la mer de Beaufort (SB), nord de la mer de Beaufort (NB). Source : IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group (2006).

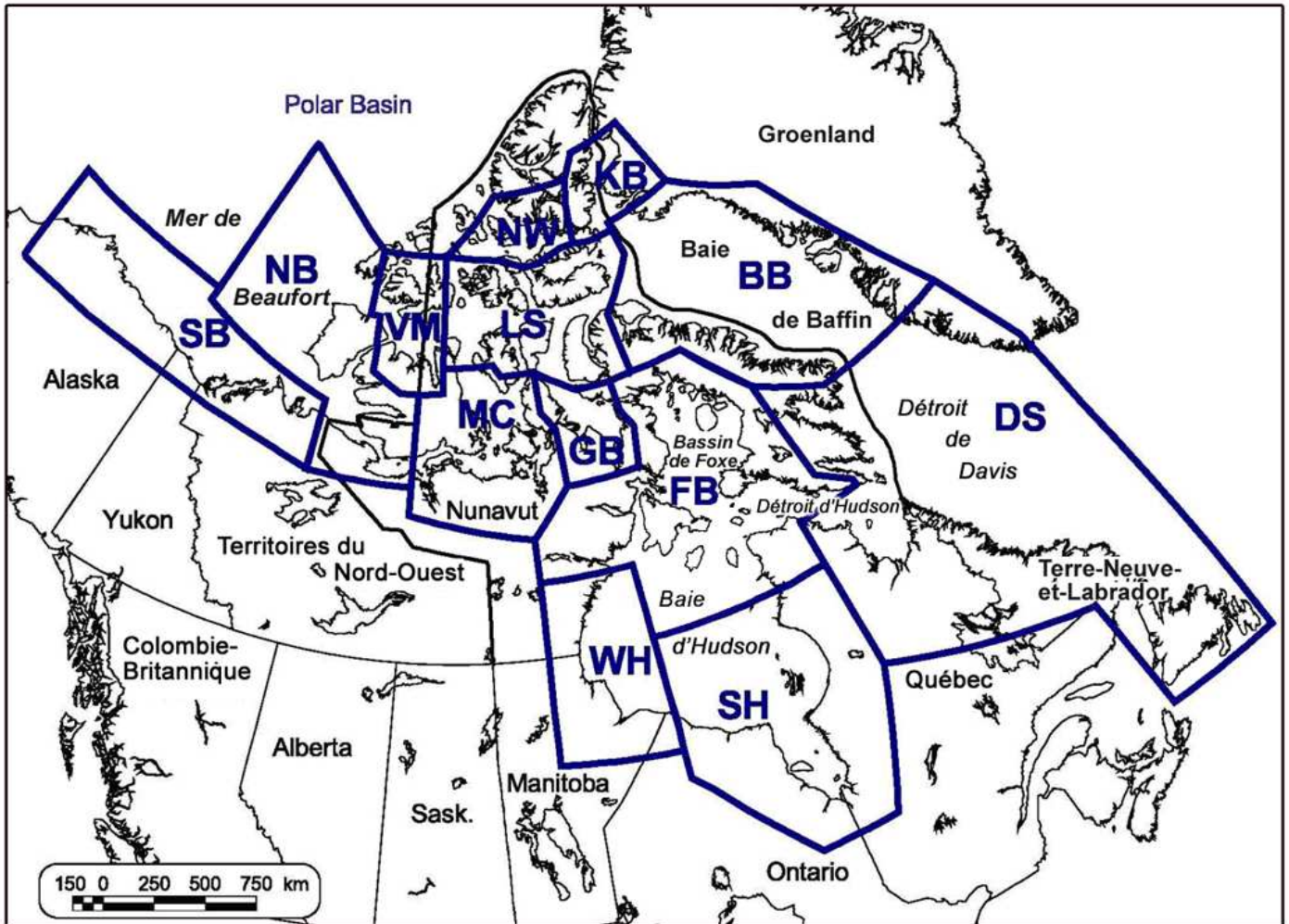


Figure 2. Les sous-populations d'ours blancs au Canada. Abréviations des sous-populations (délimitées par les lignes épaisses) : détroit du Vicomte-Melville (VM), baie Norwegian (NW), bassin de Kane (KB), détroit de Lancaster (LS), baie de Baffin (BB), détroit de Davis (DS), sud de la baie d'Hudson (SH), ouest de la baie d'Hudson Bay (WH), bassin de Foxe (FB), golfe de Boothia (GB), détroit de M'Clintock (MC), sud de la mer de Beaufort (SB), nord de la mer de Beaufort (NB). Source : Taylor *et al.* (2001) et CTOB (2007).

3. RÉPARTITION

3.1 Aire de répartition mondiale

L'ours blanc est présent dans la région circumpolaire de l'hémisphère nord. On a d'abord pensé que les ours blancs constituaient une seule population homogène répartie dans tout l'Arctique circumpolaire, les animaux se déplaçant passivement sur la glace de mer au gré des courants dominants (Amstrup, 2003). Cependant, des études récentes de télémétrie satellitaire et de marquage-recapture ont montré que, même si certains déplacements peuvent paraître exceptionnellement étendus (Messier *et al.*, 2001), les ours blancs ne vivent pas en nomades errant dans l'ensemble de l'Arctique : ils manifestent plutôt une fidélité saisonnière à certains lieux (Taylor et Lee, 1995; Bethke *et al.*, 1996; Taylor *et al.*, 2001). Aujourd'hui, on divise habituellement la population circumpolaire en 19 ou 20 sous-populations, dont 13 (qui excluent les ours du bassin Arctique, lequel n'abriterait essentiellement que des ours de passage présents en faible densité) vivent en tout ou en partie sur le territoire canadien (figures 1 à 3; Taylor *et al.*, 2001).

3.2 Aire de répartition canadienne

En Amérique du Nord, la zone d'occupation (figure 3) de l'ours blanc s'étend depuis la bordure sud de la banquise permanente de l'océan Arctique (bassin Arctique) jusqu'à la glace de mer et les régions côtières du Groenland et de l'archipel Arctique, et vers l'est jusqu'à la côte du Labrador, vers le sud jusqu'à la baie James, et vers l'ouest jusqu'à la mer de Béring. Quelques ours blancs sont régulièrement vus encore plus au sud, sur l'île de Terre-Neuve. On en voit aussi occasionnellement dans le golfe du Saint-Laurent, dans les années où il y a dérive d'épais fragments de banquise plus au sud que d'habitude. Ces observations sont prises en compte dans l'établissement de la zone d'occurrence de l'espèce (figure 3). La zone d'occupation actuelle de l'ours blanc au Canada semble correspondre à la zone d'occupation historique de l'espèce après la fin du dernier grand retrait glaciaire (il y a 10 000 ans), mais certains auteurs croient que l'espèce était plus commune dans le sud du Labrador et dans l'île de Terre-Neuve dans les siècles précédents qu'elle ne l'est aujourd'hui (Smith *et al.*, 1975; Stirling et Kiliaan, 1980). Smith *et al.* (1975) signalent que les premiers explorateurs rencontraient fréquemment des ours blancs à Terre-Neuve, et que l'espèce était parfois observée en fortes densités dans le sud du Labrador (par exemple, dans les années 1770, Cartwright a observé un groupe de 32 ours en train de s'alimenter de saumon à l'embouchure de la rivière Eagle). Les diminutions des effectifs de l'espèce observées dans le sud du Labrador et à Terre-Neuve dans le passé ont pu découler de la présence humaine sur plusieurs siècles, durant lesquels l'ours blanc a été chassé, ou du réchauffement climatique survenu après les épisodes de refroidissement les plus intenses du « Petit Âge glaciaire », particulièrement les importantes avancées glaciaires (et avancées de glace de mer) qui se sont produites en Amérique du Nord dans les périodes allant de 1711 à 1724 et de 1835 à 1849 (Lamb, 1977, p. 453).

3.3 Unités désignables

La délimitation des sous-populations au Canada (figure 2) a été largement établie par analyse de groupement hiérarchique appliquée aux déplacements d'ours munies d'un collier émetteur (Bethke *et al.*, 1996; Taylor *et al.*, 2001; Amstrup *et al.*, 2004). La dynamique de la plupart des sous-populations semble être déterminée par les taux internes de natalité et de mortalité (principalement due à la chasse, fixée à différents niveaux selon les sous-populations) plutôt que par l'émigration et l'immigration, bien que les taux annuels d'échange entre sous-populations adjacentes se situent entre 0,4 p. 100 et 8,9 p. 100 (Taylor *et al.*, 2001). Les distances génétiques entre individus échantillonnés des différentes sous-populations selon l'indice F_{ST} (corrélation de fréquences alléliques entre populations [Weir et Cockerham, 1984]) laissent penser qu'il pourrait exister quatre grappes de sous-populations parmi les sous-populations identifiées (tableau 1, et Paetkau *et al.*, 1999); cependant, les taux de classement erroné dans les tests d'assignation aux différentes grappes et sous-populations (tableau 2) excluent l'existence de démarcations définitives en termes d'isolement génétique pour l'ensemble de l'aire de répartition de l'ours blanc (Paetkau *et al.*, 1999). Les valeurs des F_{ST} par paire sont faibles : parmi toutes les sous-populations canadiennes, la plus forte différence établie par Paetkau *et al.* (1999) est celle existant entre la sous-population du sud de la mer de Beaufort et celle du bassin de Foxe, avec une F_{ST} de 0,091, la moyenne des F_{ST} par paire pour l'ensemble du Canada s'établissant à 0,039 (tableau 1). Cette moyenne est relativement basse comparativement à celle établie pour d'autres espèces de carnivores de l'Amérique du Nord, notamment pour des populations non hybridantes de loups gris (*Canis lupus*) et de coyotes (*Canis latrans*) (0,168 et 0,107, respectivement; Roy *et al.*, 1994), de grizzilis de la région centrale des Rocheuses (0,096; Proctor *et al.*, 2005), et de carcajous (*Gulo gulo*) (0,067; Kyle et Strobeck, 2001). Après comparaison d'individus de paires de sous-populations très éloignées d'ours noirs (*Ursus americanus*), d'ours bruns et d'ours blancs, les plus faibles valeurs de distance génétique (D_{LR}) intraspécifique ont été observées chez l'ours blanc (figure 5 de Paetkau *et al.*, 1997). Si on considère les unités démographiques proposées par Paetkau *et al.* (1999; tableau 1) qui sont adjacentes, les valeurs de F_{ST} pour les sous-populations concernées se situent entre 0,024 et 0,061. Les données de Paetkau *et al.* (1999) soutiennent fortement l'hypothèse qu'il y a dans la population d'ours blancs — malgré l'existence de différences régionales dans la dynamique des populations et les conditions environnementales — d'importants échanges génétiques entre les sous-populations, avec gradation de la parenté génétique dans l'aire de répartition. Aucune adaptation locale n'a conduit à l'isolement génétique de l'une ou l'autre des sous-populations : les unités identifiées ne sont pas significatives sur le plan évolutionnaire (Paetkau *et al.*, 1999).



Figure 3. Zone d'occurrence (polygone en gras, $8,7 \times 10^6 \text{ km}^2$) et zone d'occupation (région ombrée au contour pointillé, $5,6 \times 10^6 \text{ km}^2$) de l'ours blanc au Canada (superficies estimées au moyen de la projection azimutale équivalente [pôle nord] de Lambert et avec le progiciel ArcGIS, version 9.1 [ESRI, 380 New York Street, Redlands, CA]). À noter que les superficies calculées comprennent les portions océanique et terrestre, avec les eaux douces. La zone d'occurrence est définie comme suit par le COSEPAC (Processus et critères d'évaluation du COSEPAC, document examiné et approuvé par le COSEPAC en avril 2006) : « La superficie délimitée par un polygone sans angles concaves comprenant la répartition géographique de toutes les populations connues d'une espèce » (jusqu'à la frontière internationale, y compris celle-ci). La zone d'occupation est définie comme suit : « La superficie au sein de la " zone d'occurrence " occupée par un taxon, à l'exclusion des cas de nomadisme. »

Tableau 1. Distances génétiques entre sous-populations d'ours blancs du Canada et d'ailleurs (le texte qui suit le titre de la figure 2 donne la signification des abréviations pour les sous-populations canadiennes) présentées par Paetkau *et al.* (1999) : F_{ST} ($\times 100$) sous la diagonale, D_{LR} au-dessus. Les rectangles mettent en évidence les distances génétiques au sein des quatre unités démographiques proposées par Paetkau *et al.* (1999). L'indice F_{ST} est une corrélation de fréquences alléliques entre populations (Weir et Cockerham, 1984) et la distance génétique, D_{LR} , est la moyenne des logarithmes décimaux des rapports de vraisemblance (rapports des probabilités d'appartenance) des génotypes d'individus de la paire de sous-populations considérée (Paetkau *et al.*, 1997). Source : tableau tiré de Paetkau *et al.* (1999), et © 1999 Blackwell Science Ltd.

Sous-populations canadiennes

	WH	FB	DS	BB	KB	LS	GB	MC	VM	NW	NB	SB	mer des Tchouktches	archipel François-Joseph et Nouvelle-Zemble	Svalbard	Groenland oriental
WH		0,5	1,4	3,9	3,6	3,9	3,5	5,2	4,4	4,3	5,4	5,9	6,6	5,6	5,0	5,9
FB	0,9		1,1	3,3	3,3	3,9	4,1	4,7	4,7	4,9	6,3	6,4	7,8	5,5	5,3	5,8
DS	2,1	1,4		1,6	2,1	2,6	2,4	2,7	3,0	3,4	3,7	4,6	4,9	3,1	3,2	3,8
BB	5,2	4,4	2,6		0,1	0,9	1,3	1,5	1,7	2,5	3,0	3,5	3,9	2,8	2,7	2,7
KB	5,6	4,8	3,6	0,3		1,1	1,5	1,7	1,7	2,2	2,7	3,3	4,0	3,0	2,3	2,2
LS	5,4	5,2	3,9	1,0	1,1		0,7	0,8	0,8	1,7	2,5	3,4	4,5	3,0	2,8	2,6
GB	4,8	5,1	3,6	1,4	2,1	1,0		1,1	1,3	2,6	2,5	2,8	3,8	2,8	3,0	3,1
MC	5,7	5,2	3,2	0,9	1,3	0,5	1,1		0,9	3,7	2,5	3,7	3,9	2,6	2,4	2,7
VM	6,1	6,3	4,3	1,9	2,4	1,7	1,9	0,8		2,2	1,6	2,3	3,6	2,5	2,6	2,5
NW	6,8	7,5	5,8	3,5	2,5	2,4	3,7	3,9	3,5		3,4	4,3	5,4	4,5	4,4	4,1
NB	8,1	8,9	6,5	3,8	3,8	3,9	3,3	2,7	2,6	5,2		0,5	0,9	1,3	1,0	1,3
SB	8,6	9,1	7,4	4,6	4,9	5,8	4,3	4,2	3,7	6,3	0,5		0,9	1,4	1,8	2,1
mer des Tchouktches	9,5	10,8	8,2	5,3	6,0	6,8	5,1	5,0	5,5	7,9	0,8	1,0		1,2	1,1	1,9
archipel François-Joseph et Nouvelle-Zemble	8,5	8,4	5,3	3,9	4,6	5,1	4,4	3,3	3,7	6,8	1,4	1,8	1,7		0,0	0,4
Svalbard	7,6	7,9	5,3	3,1	3,2	4,1	3,9	2,5	3,5	5,9	1,0	2,2	1,3	0,2		0,4
Groenland oriental	8,7	8,8	6,5	3,4	3,2	4,2	4,2	3,0	3,8	5,8	1,4	2,6	2,1	0,8	0,3	

Tableau 2. Résultats du test d'assignation de Paetkau *et al.* (1999) fondé sur l'analyse de locus microsatellites d'individus échantillonnés dans les sous-populations mondiales d'ours blancs (le texte qui suit le titre de la figure 2 donne la signification des abréviations pour les sous-populations canadiennes). Les rangées correspondent aux échantillons prélevés dans les zones d'étude (« sous-populations »), et les colonnes indiquent les sous-populations auxquelles ces échantillons ont été « assignés » (c'est-à-dire les sous-populations dans lesquelles l'occurrence des génotypes de ces échantillons est la plus vraisemblable). Par exemple, parmi les 30 animaux capturés dans le détroit de Davis (DS), 13 ont été correctement assignés à cette sous-population par l'analyse génétique, tandis que les 17 autres ont été assignés à d'autres sous-populations. Les rectangles présentent les 4 unités démographiques proposées par Paetkau *et al.* (1999), comme le montre le tableau 1. Source : tableau tiré de Paetkau *et al.* (1999), et © 1999 Blackwell Science Ltd.

Sous-populations canadiennes

	WH	FB	DS	BB	KB	LS	GB	MC	VM	NV	NB	SB	mer des Tchouktches	archipel François-Joseph et Nouvelle-Zemble	Svalbard	Groenland oriental	Total
WH	21	6	5											1			33
FB	9	16	3	1	1												30
DS	1	5	13	4	2	2	1				1			1			30
BB			3	13	7	2	1	2					1	1		1	31
KB		1		9	9	2		2		4	1	1				1	30
LS			2	1	2	10	2	5	4	3				1			30
GB	1		1	4	2	3	10	3	3	2		1					30
MC			2			1	2	7	3								15
VM	1		2	1		4	2	1	14	1	4						30
NW	1	1		2	1	3	2		2	17				1			30
NB					1			1	1	1	11	6	6	1	1	1	30
SB							2		2		6	11	3	5		1	30
mer des Tchouktches											1	7	15	4	1	2	30
archipel François-Joseph et Nouvelle-Zemble	1			1				1	2		3	3	1	8	9	3	32
Svalbard						1	1		2		1		1	5	11	9	31
Groenland oriental					2				2	1	2	1	3	5	4	11	31

L'existence d'échanges entre les sous-populations identifiées est aussi indiquée par des connaissances traditionnelles autochtones (CTA) récemment recueillies (Keith, 2005; Nirlungayuk, 2008) et les résultats d'analyses génétiques indépendantes (Crompton, 2004; Saunders, 2005). Par exemple, en examinant 9 locus microsatellites, Saunders (2005, p. 39) n'a trouvé aucune preuve de discontinuité génétique entre la sous-population du détroit de M'Clintock et celle du golfe de Boothia. Crompton (2004) a par ailleurs obtenu des résultats indiquant que les ours blancs de l'ouest de la baie d'Hudson, du bassin de Foxe et du détroit de Davis (figure 2) ne constituent pas des sous-populations séparées; cette auteure pense plutôt que les ours blancs de la région de la baie d'Hudson sont structurés en au moins trois groupes reproducteurs dans la partie sud de la baie d'Hudson, ce qui semble de plus être une grande population associée dans le nord. En outre, on sait que l'échange d'individus entre les sous-populations du sud et du nord de la mer de Beaufort (telles qu'elles sont définies actuellement; figure 2) est également considérable (Amstrup *et al.*, 2004).

À plus grande échelle, Thiemann *et al.* (sous presse) ont récemment soutenu que le COSEPAC devrait diviser la population canadienne d'ours blancs en cinq unités désignables à des fins de conservation. Leur argumentation repose en partie sur les résultats de Paetkau (1999), mais aussi sur les différences de régime alimentaire et de conditions de glace entre sous-populations. Les unités proposées correspondent aux quatre grappes de sous-populations de Paetkau *et al.* (1999) indiquées dans le tableau 1, avec cependant comme cinquième unité la sous-population du détroit de Davis, isolée de toutes les autres sous-populations en raison de différences de conditions écologiques (principalement de plus fortes abondances de phoques du Groenland dans la région). De manière semblable, Amstrup *et al.* (2007), sur la base de modèles des régimes saisonniers de répartition et de déplacement des glaces, ont proposé diverses écorégions pour les ours blancs à des fins de modélisation. Les écorégions d'Amstrup *et al.* (2007) diffèrent sur plusieurs points des unités désignables proposées par Thiemann *et al.* (sous presse) : elles établissent une frontière entre les sous-populations du nord et du sud de la mer de Beaufort, mais non entre celles de la baie Norwegian et celles de l'archipel Arctique, et regroupent les sous-populations qui vivent là où la glace de mer disparaît presque complètement durant l'été (sous-populations de la baie de Baffin, du détroit de Davis et de la baie d'Hudson).

Bien qu'elles soient utiles aux fins de description des tendances locales de la croissance des populations, des paramètres démographiques et des comportements ainsi qu'aux fins de gestion des ours blancs, les sous-populations identifiées ne peuvent pas être considérées comme des unités désignables selon les lignes directrices du COSEPAC (Annexe F5, Manuel des opérations et des procédures du COSEPAC – dernière version révisée et approuvée par le COSEPAC en 2005). De plus, malgré les arguments de Thiemann *et al.* (sous presse), la présence de subdivisions régionales de la population d'ours blancs à grande échelle ne justifie pas l'adoption de plus d'une unité désignable au Canada. Toutefois, les menaces à la conservation des ours blancs ne sont pas uniformes pour autant dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. Pour cette raison et étant donné que la gestion de l'espèce a toujours été effectuée par

sous-populations suivant les limites géographiques présentées à la figure 2 (y compris des taux de récolte variant d'une sous-population à l'autre), les tendances de la population canadienne d'ours blancs sont de façon générale examinées dans le présent rapport sur la base des sous-populations identifiées (voir la section 7).

4. HABITAT

4.1 Besoins en matière d'habitat

Les caractéristiques physiques de la glace de mer sont les principaux déterminants de la qualité de l'habitat de l'ours blanc. Les changements de la glace de mer et du couvert de neige associé ont un effet sur la pénétration de la lumière et les processus thermodynamiques, facteurs importants pour les niveaux trophiques inférieurs de l'écosystème marin arctique (Welch *et al.* 1992; Barber *et al.* 1995), qui, combinés aux caractéristiques cinématiques ou topographiques de la glace de mer, influent sur la répartition des phoques annelés (Stirling et Lunn, 1997; Barber et Iacozza, 2004). Dans l'Arctique canadien, l'habitat de l'ours blanc est étroitement associé à celui du phoque annelé (Stirling et Øritsland, 1995); il comprend la banquise consolidée, le voisinage immédiat des crêtes de pression, les zones entre floes de l'année et floes âgés de plusieurs années, et la zone de dislocation de la banquise côtière (Stirling *et al.*, 1982; Kingsley *et al.*, 1985; Stirling et Derocher, 1993; Stirling *et al.*, 1993; Ferguson *et al.*, 2000a). L'ours blanc capture les phoques à leurs trous de respiration, à leurs tanières de mise bas ou quand ils se trouvent sur la glace (Stirling et Archibald, 1977; Smith, 1980). Le phoque barbu, le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandica*), le phoque tacheté (*Pusa largha*), le phoque à capuchon (*Cystophora cristata*), le morse (*Odobenus rosmarus*), le béluga (*Delphinapterus leucas*) et le narval (*Monodon monoceros*) figurent aussi dans le régime alimentaire de l'ours blanc (Stirling et Archibald, 1977; Kiliaan et Stirling, 1978; Fay, 1982; Lowry *et al.*, 1987; Calvert et Stirling, 1990; Smith et Sjare, 1990; Derocher *et al.*, 2002); cependant, les données scientifiques et les CTA indiquent que la majorité des ours blancs s'alimentent surtout de jeunes phoques annelés chassés dans leurs tanières subnavales (Stirling et Archibald, 1977; Smith, 1980; McDonald *et al.*, 1997). Le phoque annelé, qui vit exclusivement en association avec la glace de mer pour au moins une partie de l'année (tout comme le phoque barbu et le phoque du Groenland), semble avoir constitué la principale proie de l'ours blanc durant une bonne partie de la coévolution des deux espèces, et bon nombre des comportements du phoque annelé semblent être des adaptations acquises pour éviter la prédation par l'ours blanc (Stirling, 1977; Amstrup, 2003). Les changements de la répartition des Phocidés qui se reproduisent sur la glace de mer causés par le réchauffement climatique influenceront certainement sur la répartition des ours blancs (Stirling et Derocher, 1993; Barber et Iacozza, 2004; Derocher *et al.*, 2004).

Étant donné que les ours blancs accèdent à leurs principales proies par la glace de mer, dans la plupart des régions, leur répartition change en fonction de l'étendue saisonnière du couvert de glace. Amstrup *et al.* (2007) et Durner *et al.* (2007) traitent des différents types de glace que l'ours blanc utilise et préfère; ils ont établi quatre écorégions fondées sur les quatre types de conditions de glace suivants : conditions divergentes, convergentes, archipélagiques et saisonnières. Dans l'ensemble du bassin polaire et dans l'archipel Arctique, les ours blancs se concentrent en été le long de la bordure de la banquise persistante. Les déplacements importants d'ours blancs vers le nord et vers le sud semblent être fonction de la fonte et de la reprise saisonnières de la glace près des côtes (Amstrup *et al.*, 2000). Dans d'autres régions (baie d'Hudson, bassin de Foxe, baie de Baffin, détroit de Davis, baie d'Hudson, baie James, et certaines portions du Haut-Arctique), les ours blancs se trouvent forcés d'aller sur la terre ferme (zones de refuge en été) pour plusieurs mois durant la saison d'eau libre et d'attendre que de la nouvelle glace se forme (Amstrup *et al.*, 2007).

Les ours blancs qui doivent aller sur la terre ferme pour l'été à cause d'un manque de glace de mer (c'est le cas de 50 p. 100 à 60 p. 100 de la population canadienne) présentent une variabilité quant à leur choix d'habitat, souvent selon le sexe et l'âge, les mâles déplaçant les femelles et les jeunes vers l'intérieur à distance de la côte (Stirling *et al.*, 2004). Les ours sur la terre ferme peuvent n'avoir rien à manger et ne vivre que sur leurs réserves de graisse (Derocher et Stirling, 1990). Dans certaines régions, (p. ex. dans le nord-est du Manitoba [Derocher *et al.*, 1993], et dans le détroit de Davis [M.K. Taylor, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut, obs. pers.]), on a vu des ours blancs se nourrir de bleuets (*Vaccinium uliginosum*) et de graines à corbigeaux (*Empetrum nigrum*). À l'occasion, les ours blancs peuvent aussi se faire prédateurs de nids de sauvagine (voir par exemple Smith et Hill, 1996) et de caribous (voir par exemple Derocher *et al.* [2000], Brook et Richardson [2002]). Au Labrador, on en a aussi vu se nourrir de saumon (Brazil et Goudie, 2006). Par ailleurs, les carcasses de baleines attirent de nombreux ours blancs durant la saison d'eau libre (Kalxdorff, 1997; Perham, 2005). Les ours blancs sont aussi attirés par les ordures ménagères durant la saison d'eau libre, ce qui constitue un important problème pour la gestion de l'espèce et la sécurité humaine dans l'Arctique (Lunn et Stirling, 1985). Quand l'océan s'englace de nouveau à la fin de l'automne, les ours qui se trouvaient contraints de demeurer sur la terre ferme se mettent à réoccuper les aires de répartition entières de leurs sous-populations respectives, sauf les ourses gravides, qui creusent leur tanière de mise bas (section 5.1).

4.2 Tendances en matière d'habitat

La question des tendances en matière d'habitat en rapport avec la situation de l'ours blanc est centrée sur les impacts du réchauffement climatique, particulièrement sur les tendances spatiales et temporelles des types et de la superficie de glace de mer, y compris la durée de la saison d'eau libre. Les tendances des conditions de l'habitat terrestre associées aux changements climatiques, notamment en ce qui concerne l'habitat de mise bas (voir par exemple Obbard et Walton, 2004), doivent aussi être prises en considération; cependant, la situation de l'espèce demeure principalement tributaire des effets du réchauffement climatique sur les conditions de glace de mer. Les changements climatiques sont en train de modifier la dynamique de la formation et de la répartition de la glace de mer dans l'Arctique. On s'attend à ce que les quantités de glace de mer pluriannuelle soient réduites, et à ce que la tendance vers une prédominance des formations de glace annuelle mince se maintienne. Ces changements sont d'ailleurs largement corroborés par les données scientifiques et les CTA. Plusieurs sources présentant des CTA relatives à l'ours blanc font état des préoccupations des Inuits concernant la détérioration des conditions de glace de mer et ses incidences sur les ours blancs (Atatahak et Banci, 2001; Dowsley, 2005; Keith *et al.*, 2005; NTI, 2005; Nirlungayuk, 2008). On observe notamment qu'il y a de moins en moins de glace pluriannuelle et d'icebergs, que les ours blancs utilisent comme plateformes d'alimentation et de repos. Parmi les autres changements, on note l'amincissement de la glace, l'accroissement de la quantité de glace rugueuse, et la survenue hâtive de la débâcle printanière, qui peuvent réduire le succès de chasse à l'ours blanc.

La documentation portant sur les changements climatiques et la réduction de la glace de mer est continuellement mise à jour, et le présent rapport ne fait état que des résultats les plus pertinents au moment d'écrire ces lignes. Le travail de synthèse le plus étendu et le plus récent sur les observations scientifiques concernant les changements de la glace de mer a été réalisé par Lemke *et al.* (2007) dans le chapitre qu'ils ont rédigé pour le rapport de 2007 du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). En bref, les données satellitaires indiquent une régression de la superficie annuelle moyenne de glace de mer de $2,7 \pm 0,6$ p. 100 par décennie depuis 1978. La diminution de superficie dans l'Arctique est plus importante en été qu'en hiver, le minimum estival ayant présenté un taux de régression de $7,4 \pm 2,4$ p. 100 par décennie depuis 1979. Certaines données indiquent que la diminution estivale a commencé vers 1970. Des données pour le centre de l'Arctique obtenues en sous-marin indiquent que l'épaisseur moyenne de la glace de mer de cette région a fort probablement diminué jusqu'à 1 m de 1987 à 1997. Pour cette même période, des reconstructions effectuées par modélisation corroborent cette observation, indiquant une réduction de 0,6 à 0,9 m à l'échelle de l'Arctique entier. Les tendances à grande échelle avant 1987 sont ambiguës. Pour l'ouest de la baie d'Hudson, où l'on a récemment utilisé des variables du réchauffement climatique pour expliquer la variation des taux de survie des ours blancs (Regehr *et al.*, 2007a; voir aussi plus bas ainsi que les sections 6.1 et 7.10), des analyses des données climatiques régionales montrent que, de 1950 à 2000, les températures moyennes de l'air en avril, en mai et en juin se

sont accrues de 0,3 à 0,8 °C par décennie (Skinner *et al.*, 1998; Gough *et al.*, 2004; Ferguson *et al.*, 2005; Gagnon et Gough, 2005a; idem, 2005b). Par exemple, la température moyenne pour les mois d'avril et de mai combinés est passée de - 12,4 °C, en 1962, à - 9,8 °C, en 2000 (Ferguson *et al.*, 2005). De 1979 à 2004, la date de la débâcle printanière, établie sur la base des concentrations de glace (présence de 50 p. 100 de glace et de 50 p. 100 d'eau) est passée de la fin de juin à la fin de mai, la date se trouvant devancée en moyenne de $0,75 \pm 0,25$ jour (moyenne ± 1 erreur-type) d'une année à l'autre (Stirling et Parkinson, 2006). Stirling et Parkinson (2006) ont dégagé des tendances similaires en ce qui concerne la précocité de la débâcle dans le bassin de Foxe ($- 0,58 \pm 0,19$ jour/année), la baie de Baffin ($- 0,66 \pm 0,20$ jour/année), et le détroit de Davis ($- 0,64 \pm 0,69$ jour/année). Dans les régions susmentionnées, la glace de mer disparaît habituellement presque complètement durant l'été (figure 4). Parmi les régions où de la glace demeure présente en concentrations détectables par imagerie satellitaire durant toute l'année (figure 4), on a établi que les changements des concentrations de glace (mesurés sur la base des concentrations de glace minimales d'été) ont été les plus importants dans le mer de Beaufort et le golfe de Boothia, et les plus faibles dans le centre de l'archipel Arctique (Parkinson et Cavalieri, 2002; Comiso et Parkinson, 2004).

Les projections scientifiques des effets des changements climatiques sur la glace de mer dans l'Arctique diffèrent selon les modèles – parfois largement – de sorte que, pour anticiper les effets des changements climatiques sur la répartition et l'abondance des ours blancs, nous recommandons d'utiliser des projections fondées sur la moyenne des modèles, comme celles présentées dans le rapport de 2007 du GIEC et dans l'Évaluation de l'impact du changement climatique dans l'Arctique (Arctic Climate Impact Assessment [ACIA]) de 2004. Les changements projetés de la glace de mer dans l'Arctique selon le GIEC sont présentés dans le chapitre de Christensen *et al.* (2007). En bref, l'Arctique devrait très probablement continuer de se réchauffer durant le présent siècle dans la plupart de ses régions, et le réchauffement annuel moyen y sera très probablement supérieur à celui du réchauffement moyen de la planète. D'ici la fin du XXI^e siècle, la température annuelle se sera accrue de 5 °C (projection moyenne d'ensemble issue des simulations présentées par le GIEC et réalisées avec le modèle MMD-A1B); cependant, les projections varient grandement selon les modèles, soit de 2,8 °C à 7,8 °C. On prévoit que le réchauffement sera plus marqué en hiver et plus faible en été. Il est aussi très probable que les précipitations augmenteront dans l'Arctique en hiver. La diminution de l'étendue et de l'épaisseur de la glace de mer se poursuivra très probablement, mais on ne sait pas très bien dans quelle mesure évoluera la circulation dans l'océan Arctique.

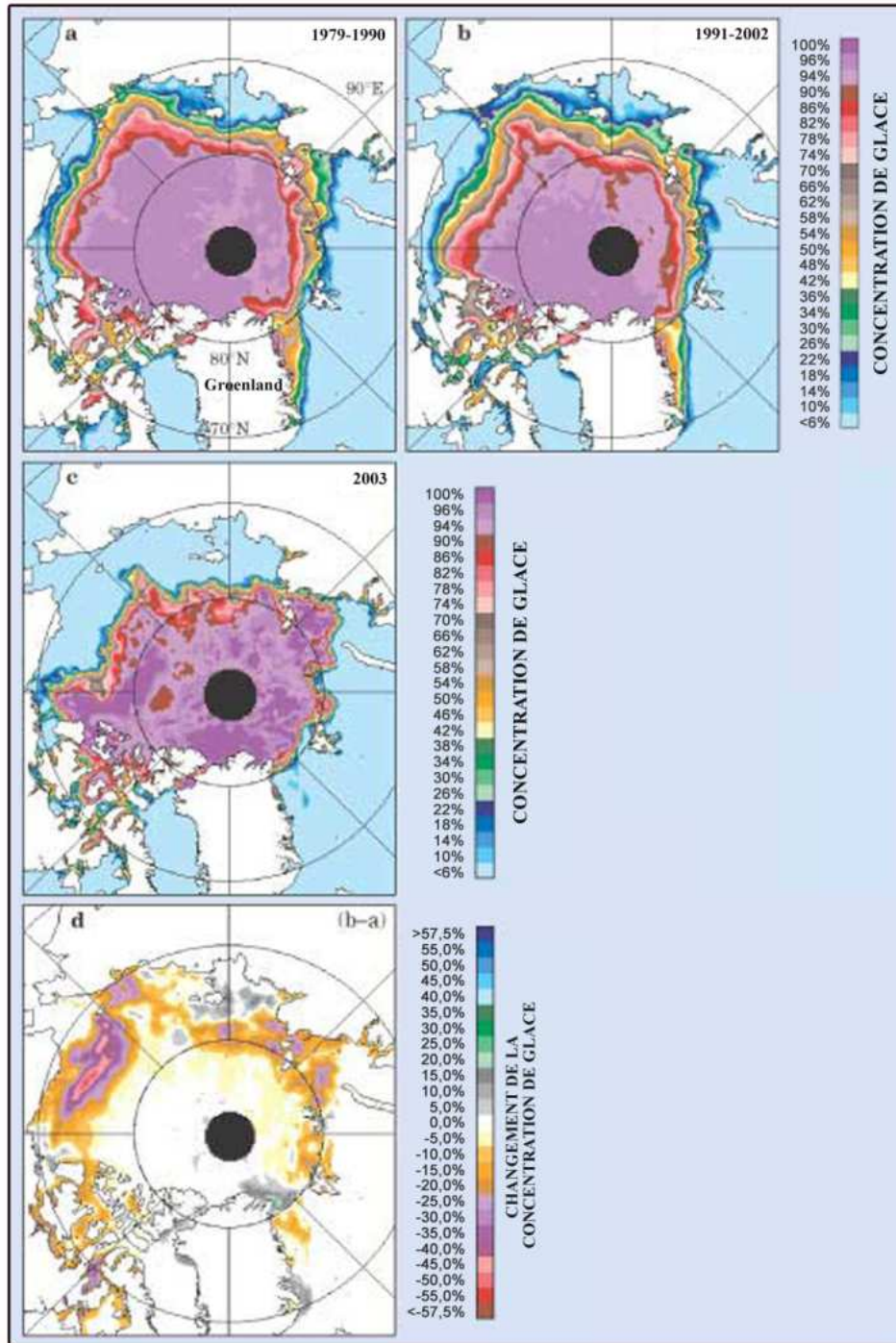


Figure 4. Évolution sur 24 ans des concentrations de glace, mesurées lorsque l'étendue du couvert glaciaire est à son minimum estival. Les images a et b montrent les minimums moyens pour les périodes allant de 1979 à 1990 et de 1991 à 2002, respectivement. L'image c montre le minimum de 2003. La résolution pour la mesure de la concentration de glace est de 8 %, c'est-à-dire qu'il est impossible de distinguer l'eau libre des zones couvertes de glace quand la concentration de glace est inférieure à 8 %. L'image d, qui présente la différence entre les deux premières images (b - a), révèle les changements entre les deux périodes. La superficie moyenne de la banquise dans la période allant de 1979 à 1990 était supérieure d'environ 12 % à celle de la période de 1991 à 2002. **Source : figure tirée de Comiso et Parkinson (2004), et © 2004 American Institute of Physics.**

Les projections fondées sur la moyenne des modèles concernant les changements de l'étendue de la glace de mer sont très souvent présentés comme prévoyant les changements de l'étendue minimale de la glace de mer dans l'Arctique à la fin de l'été (septembre). Les changements projetés de l'étendue de la glace de mer en été sont présentés à la figure 5, soit les changements projetés fondés sur la moyenne des modèles tirés de l'ACIA (2004). Les changements de l'étendue de la glace de mer ont varié régionalement au Canada et continueront de le faire, et on prévoit que les étendues mensuelles de glace de mer montreront les plus faibles taux de changement dans l'archipel Arctique, et les plus forts taux de changement dans la baie d'Hudson, le bassin de Foxe, la baie de Baffin, le détroit de Davis et la mer de Beaufort. Quoi qu'il en soit, les projections fondées sur la moyenne des modèles présentées dans l'ACIA indiquent que, d'ici 2090, il est probable que presque toute la glace de mer au Canada sera de la glace de mer annuelle (hivernale) (figure 5).

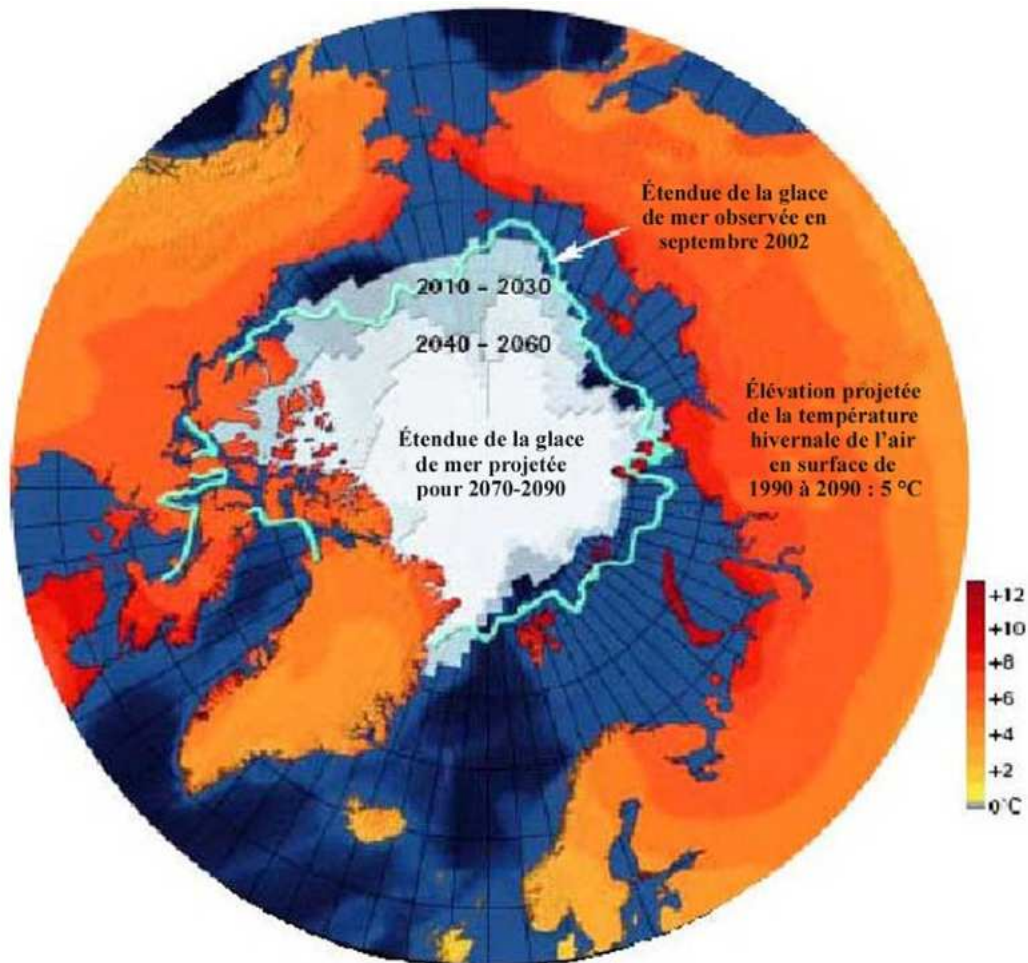


Figure 5. Étendue de la glace de mer courante et projetée (projections fondées sur la moyenne des modèles) en septembre, selon le rapport de l'Évaluation de l'impact du changement climatique dans l'Arctique (ACIA, 2004). Source : ACIA (2004) et © Arctic Climate Impact Assessment.

L'augmentation des températures et la diminution de la glace de mer dans l'Arctique sont de mauvais augure pour l'ours blanc. Toutefois, on dispose de peu de données quantitatives pour établir de quelle manière les tendances en matière d'habitat influenceront sur la répartition et l'abondance des ours blancs. En particulier, il y a un manque de données sur la manière dont les variables dépendantes utilisées dans les modèles de projection produits par des organisations telles que l'ACIA et le GIEC (p. ex. la température, les précipitations, l'étendue de la glace de mer en été) servent de prédicteurs de la survie et de la reproduction (et donc de l'abondance et de la répartition) des ours blancs. Comme les paramètres démographiques seront probablement liés aux variables des changements climatiques de manière non linéaire, du fait non seulement de la localisation (les sous-populations les plus au nord pourraient initialement bénéficier des réductions de la glace de mer pluriannuelle, qui rend le milieu moins productif), mais aussi de facteurs importants comme la densité de proies, il est difficile de prévoir objectivement les tendances futures des effectifs de la population à partir des seules données sur le réchauffement climatique. Déduire les implications démographiques des changements de l'étendue de la glace de mer estivale est difficile notamment en raison du fait que les ours blancs devant aller sur la terre ferme en été à cause de la fonte complète, ou presque, de la glace de mer est déjà le lot d'environ 50 p. 100 à 60 p. 100 de la population canadienne d'ours blancs.

L'acquisition de données liant les taux démographiques aux changements de la glace de mer s'impose. Au moment d'écrire ces lignes, quatre études empiriques ont tenté de corréliser les conditions annuelles de glace avec les taux de survie des ours blancs. Il s'agit d'études qui ont porté sur l'ouest de la baie d'Hudson (Regehr *et al.*, 2007a; voir plus bas les sections 6.1 et 7.10), le sud de la baie d'Hudson (Obbard *et al.*, 2007; voir la section 7.11), le sud de la mer de Beaufort (Regehr *et al.*, 2006; idem, 2007b; voir la section 7.2), et le nord de la mer de Beaufort (Stirling *et al.*, 2007; voir la section 7.3). Les analyses pour l'ouest de la baie d'Hudson et le sud de la mer de Beaufort rapportent l'existence de liens entre les taux de survie des ours blancs et les conditions de la glace de mer; par contre, dans les études concernant le nord de la mer de Beaufort et le sud de la baie d'Hudson, on n'a trouvé aucune corrélation entre les conditions environnementales ou l'état corporel et la variation interannuelle du taux de survie des ours.

Bien qu'il y ait un manque général de données sur le sujet (en partie à cause des longues périodes d'étude nécessaires pour construire des modèles précis), des travaux (Amstrup *et al.*, 2007; Durner *et al.*, 2007) ont été effectués pour prévoir l'abondance d'ours blancs sur la base des changements projetés de la glace de mer. En raison du manque de données sur la capacité limite du milieu en rapport avec les conditions de glace, ces projections demeurent préliminaires, mais leur caractère alarmant mérite notre attention : Amstrup *et al.* (2007) prédisent la disparition des deux tiers des ours blancs de la planète d'ici 45 ans (pour le Canada, la disparition complète ou une très importante diminution des effectifs de la baie de Baffin, du détroit de Davis, du bassin de Foxe, de l'ouest de la baie d'Hudson, du sud de la baie d'Hudson, et du sud de la mer de Beaufort). Le modèle d'Amstrup *et al.* (2007) est un réseau de Bayes combinant des données empiriques, des interprétations des données et le jugement professionnel d'Amstrup en un cadre probabiliste. Durner *et al.* (2007) modélisent la disparition

projetée de l'habitat de choix de l'ours blanc (à partir de fonctions de sélection de ressources bien définies) dans le bassin polaire (au Canada, les ours touchés seraient ceux du sud et du nord de la mer de Beaufort). Si les ours disposent de moins d'habitat, leurs effectifs diminueront probablement, mais les relations exactes entre les pertes d'habitat et la démographie de l'espèce demeurent inconnues (Durner *et al.*, 2007). Comme dans le cas des analyses de viabilité des populations (AVP; voir la section 7), les résultats de ces modèles sont fonction des entrées et des hypothèses utilisées. Nous traitons plus avant de l'importance des tendances de l'habitat (réchauffement climatique) pour la situation de l'ours blanc dans les sections 5, 6, 7 et 9.

4.3 Protection de l'habitat

Au Canada, la *Loi sur les océans* de 1996 autorise la création de zones de protection marines pour conserver l'habitat marin de l'ours blanc. Toutefois, à l'heure actuelle, il n'existe aucune aire marine nationale de conservation dans l'Arctique. La presque totalité de l'habitat de l'ours blanc ne jouit donc d'aucune protection officielle au Canada. Une partie de l'habitat terrestre important pour l'ours blanc se trouve protégée dans des parcs nationaux du Canada et des parcs provinciaux de l'Ontario, ainsi que dans des réserves nationales de faune. Les ours du sud de la mer de Beaufort peuvent trouver de l'habitat pour leurs tanières et de l'habitat terrestre sur le littoral nord du parc national du Canada Ivvavik (9 750 km²). Le parc national du Canada Tuktoyaktuk (16,340 km²) offre une protection limitée à l'habitat des ours de la sous-population du nord de la mer de Beaufort parce qu'il est en grande partie en retrait (d'environ 20 km) de la côte du golfe d'Amundsen. On compte de grandes aires protégées dans l'archipel Arctique, soit le parc national du Canada Aulavik (12 274 km²) dans les Territoires du Nord-Ouest, les parcs nationaux du Canada Auyuittuq (19 707 km²), Sirmilik (22 200 km²) et Quttinirpaaq (37 775 km²) au Nunavut, et les réserves nationales de faune de Polar Bear Pass (2 624 km²), sur l'île Bathurst, et Nirjutiqavvik (1 650 km²), au large du sud de l'île d'Ellesmere (île Coburg). La nouvellement annoncée réserve de parc national des Monts-Torngat (9 600 km²), située au Labrador, protégera une quantité limitée d'habitat terrestre pour les ours blancs du détroit de Davis. Les parcs spécifiquement désignés pour protéger de l'habitat terrestre et de l'habitat propice à l'aménagement de tanières pour les ours blancs de la baie d'Hudson comprennent le parc national du Canada Wapusk (11 475 km²), au Manitoba, et le parc provincial Polar Bear (23 552 km²), en Ontario. Des tanières de mise bas sont présentes dans les zones de gestion de la faune du cap Tatnam et du cap Churchill, situées au Manitoba, et des plans de gestion prévoyant un contrôle de l'accès aux secteurs des tanières de mise bas sont en cours d'élaboration pour ces deux régions. L'ensemble des aires protégées officiellement se trouvant dans l'aire de répartition canadienne de l'ours blanc représente environ 2,9 p. 100 de la zone d'occupation de l'espèce (figure 3).

5. BIOLOGIE

5.1 Cycle vital et reproduction

La capacité reproductive des ours blancs varie selon les sous-populations. La première reproduction peut avoir lieu dès l'âge de 4 ans, les taux de production de portée chez les ourses âgées de 6 ans de la plupart des sous-populations étant relativement élevés (tableau 3). Les âges les plus tardifs à la première reproduction ont été relevés près de la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce (tableau 3), dans le bassin de Kane (âge 6) et la baie Norwegian (âge 7).

Les mâles atteignent la maturité physiologique à l'âge de 5 ou 6 ans probablement. Les concentrations de spermatozoïdes pleinement formés sont faibles dans les testicules des ours âgés de 2 à 4 ans; elles atteignent une asymptote à l'âge de 5,8 ans (Rosing-Asvid *et al.*, 2002). Les jeunes mâles ayant atteint la maturité physiologique ont peu de chances de se reproduire s'il y a dans les environs des mâles plus âgés, ces derniers les empêchant de le faire. Saunders (2005) a récemment démontré par analyse de paternité que les mâles adultes âgés produisent un nombre d'oursins disproportionné avec leur représentation dans la population. Il semble que la plupart des mâles ne commencent à se reproduire que vers l'âge de 8 à 10 ans (Ramsay et Stirling, 1988; Derocher et Stirling, 1998; Saunders, 2005).

Tableau 3. Moyennes estimées (et erreurs-types entre parenthèses) de la taille des portées après sortie des tanières et des probabilités de production de portée (PRP) par âge pour les ourses seules ou les ourses avec oursons en dispersion (âgés de 2 ans) (comme le cycle reproducteur est de trois ans, les ourses avec jeunes de l'année ou jeunes âgés de 1 an ne peuvent s'accoupler et ne sont donc pas incluses dans le calcul de la PRP). On ne dispose pas encore des données de recrutement pour les autres sous-populations.

Sous-population (source principale des données)	Taille des portées (oursons d'âge 0)	PRP à l'âge 4	PRP à l'âge 5	PRP à l'âge 6	PRP à l'âge 7+
Baie de Baffin (Taylor <i>et al.</i> , 2005)	1,587 (0,073)	0,096 (0,120)	0,881 (0,398)	1,000 (0,167)	1,000 (0,167)
Golfe de Boothia (Taylor <i>et al.</i> , 2008c)	1,648 (0,098)	0,000 (0)	0,194 (0,178)	0,467 (0,168)	0,965 (0,300)
Bassin de Kane (Taylor <i>et al.</i> , 2008a)	1,667 (0,083)	0,000 (0)	0,000 (0)	0,357 (0,731)	0,978 (0,085)
Détroit de Lancaster (Taylor <i>et al.</i> , 2008b)	1,688 (0,012)	0,000 (0)	0,107 (0,050)	0,312 (0,210)	0,954 (0,083)
Détroit de M'Clintock (Taylor <i>et al.</i> , 2006)	1,680 (0,147)	0,000 (0)	0,111 (0,101)	0,191 (0,289)	0,928 (0,334)
Nord de la mer de Beaufort (CTOB, 2007)	1,756 (0,166)	0,118 (0,183)	0,283 (0,515)	0,883 (0,622)	0,883 (0,622)
Baie Norwegian (Taylor <i>et al.</i> , 2008b)	1,714 (0,081)	0,000 (0)	0,000 (0)	0,000 (0)	0,689 (0,534)
Sud de la mer de Beaufort (Regehr <i>et al.</i> , 2006) ^a	1,750 (0,170)	0,000 (0)	0,470 (0,090)	0,470 (0,090)	0,470 (0,090)

Sous-population (source principale des données)	Taille des portées (oursons d'âge 0)	PRP à l'âge 4	PRP à l'âge 5	PRP à l'âge 6	PRP à l'âge 7+
Sud de la baie d'Hudson (CTOB, 2007) ^b	1,575 (0,116)	0,087 (0,202)	0,966 (0,821)	0,967 (0,022)	0,967 (0,022)
Détroit du Vicomte-Melville (Taylor <i>et al.</i> , 2002)	1,640 (0,125)	0,000 (0)	0,623 (0,414)	0,872 (0,712)	0,872 (0,712)
Ouest de la baie d'Hudson (IUCN/SSC [2006] et CTOB [2007]) ^c	1,540 (0,110)	0,000 (0)	0,257 (0,442)	0,790 (0,180)	0,790 (0,180)

^a Aucune PRP moyenne n'est présentée pour les catégories d'âge dans Regehr *et al.* (2007b). Les valeurs présentées dans le présent tableau ont été fournies par E. Regehr (USGS, Alaska Science Centre, Anchorage, AK) pour la réunion de 2007 du comité technique fédéral-provincial-territorial sur l'ours blanc.

^b Résultats aussi présentés d'après la source d'information IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group (2006)

^c Données présentées dans le tableau 3 d'après la source d'information IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group (2006), seulement dans la version en ligne mise à jour.

La période de l'œstrus s'étend de mars à juin, avec un maximum à la fin d'avril et au début de mai (Palmer *et al.*, 1988; Amstrup, 2003). L'ovulation est déclenchée par le coït (Wimsatt, 1963; Ramsay et Dunbrack, 1986), et l'implantation de l'embryon n'a lieu qu'en octobre (Palmer *et al.*, 1988). Les taux de gravidité semblent varier fortement entre sous-populations, la proportion d'ourses adultes (> 5 ans) disponibles pour l'accouplement (c'est-à-dire sans oursons ou avec des oursons sur le point d'être sevrés) qui produisent des oursons l'année suivante variant de 50 p. 100 (p. ex. dans le bassin de Kane; tableau 3) à 100 p. 100 (baie de Baffin; tableau 3).

Les ourses gravides pénètrent dans les tanières de mise bas vers la fin d'octobre et les oursons, normalement au nombre de 1 ou 2, naissent entre novembre et le début de janvier (Harington, 1968; Derocher *et al.*, 1992); toutefois, selon les connaissances traditionnelles inuites, le moment de la mise bas varie selon la latitude. Les tanières sont généralement creusées dans la neige (les tanières dans la terre ou la tourbe gelée sont cependant communes dans le sud [Clark *et al.*, 1997]), puis recouvertes et fermées par des accumulations de neige. Elles sont souvent situées sur des îles ou sur la terre ferme tout près du littoral et de secteurs où les densités de phoques sont élevées au printemps (Harington, 1968; Brice-Bennett, 1977, Stirling et Andriashek, 1992; Messier *et al.*, 1994; Kalxdorff, 1997; Ferguson *et al.*, 2000b; Van de Velde *et al.*, 2003; Lewis *et al.*, 2006), mais en Ontario et au Manitoba, on trouve des zones de tanières situées sur la terre ferme jusqu'à 120 km du littoral (Kolenosky et Prevett, 1983; Ramsay et Stirling, 1990; Lunn *et al.*, 2004; Richardson *et al.*, 2005). Amstrup et Gardner (1994) ont observé que la présence de tanières de mise bas sur la banquise dérivante est commune dans la mer de Beaufort, ce qui devrait cependant être inhabituel pour une bonne partie du reste de l'Arctique canadien. Toutes les tanières observées sur la glace par Messier *et al.* (1994) et Ferguson *et al.* (2000b) ont été classées comme des abris temporaires plutôt que comme des tanières de mise bas. Fischbach *et al.* (2007) ont récemment établi que dans le sud de la mer de Beaufort, la proportion de tanières sur la banquise est passée de 62 p. 100 (de 1985 à 1994) à 37 p. 100 (de 1998 à 2004), et que cette baisse était liée à des changements et à des réductions de la glace de mer.

À la naissance, les oursons pèsent environ 0,6 kg. Ils sont allaités à l'intérieur de la tanière jusqu'à une période située entre la fin de février et le milieu d'avril, selon la latitude; ils pèsent alors entre 10 et 12 kg (Ramsay et Stirling, 1988; Derocher et Stirling, 1995a). Comme c'est le cas chez l'ours brun (Ferguson et McLoughlin, 2000), la taille des portées varie peu selon les sous-populations (tableau 3).

Lentfer *et al.* (1980) et Taylor *et al.* (1987) ont estimé que les ourses prennent en moyenne environ 3,6 ans pour avoir une nouvelle portée. La sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson fait exception : au début des années 1980, jusqu'à 40 p. 100 des ourses sevreraient leurs petits à l'âge de 1 an (Ramsay et Stirling, 1988); ce pourcentage a toutefois diminué depuis (Derocher et Stirling, 1995a).

La durée d'une génération chez l'ours blanc a été peu étudiée, malgré que cette variable soit essentielle à l'établissement des catégories de risque des espèces en péril par des organismes comme la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE, de l'anglais Species Survival Commission [SSC]) de l'Union mondiale pour la nature (UICN) et le COSEPAC (c.-à-d. le pourcentage de déclin sur trois générations). Le groupe de spécialistes de l'ours blanc de la CSE de l'UICN (IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 2006 : p. 31) a pris en considération que la durée d'une génération chez l'ours blanc était de 15 ans, soit l'âge de la maturité (5 ans) plus la moitié de la durée de la période de reproduction dans la vie complète d'un individu (10 ans, soit 0,5 x 20 ans). Pour le COSEPAC, la durée d'une génération est « l'âge moyen des parents d'une cohorte (c'est-à-dire des nouveau-nés dans la population) ». Il existe peu de données indiquant l'âge moyen des ourses avec jeunes de l'année au printemps dans un échantillon aléatoire d'ours de tous âges. L'article de Regehr *et al.* (2006) nous permet de calculer cette variable pour les ours du sud de la mer de Beaufort (à partir des proportions présentées dans le tableau 3 de Regehr *et al.* [2006]). Pour la période de 1967 à 1989, en posant de façon prudente que tous les ours de la classe d'âge 20 + sont âgés de 25 ans, l'âge moyen des ourses avec nouveau-nés se trouve estimé à 9,9 ans. Pour la période de 1990 à 2006, on arrive à une moyenne de 11,7 ans. Pour l'ouest de la baie d'Hudson, les données sur la mortalité des femelles en fonction de l'âge établies par Regehr *et al.* (2007a) laissent penser que la moyenne est de 12,7 ans pour les femelles de 5 ans ou plus. Par conséquent, on suppose dans le présent rapport que la durée d'une génération est de 12 ans chez l'ours blanc.

Comme d'autres Ursidés, l'ours blanc présente des taux de survie assez élevés, et on peut généralement établir les taux de survie selon l'âge ou le stade vital. Généralement, les chercheurs évaluent les taux de survie pour les catégories suivantes : jeunes de l'année, individus âgés de 1 an et subadultes (âges 1 à 4), adultes dans la force de l'âge (âges 5 à 20), et adultes sénescents (âges 21+). On estime souvent que l'âge maximum chez l'ours blanc est de 30 ans dans la nature, mais il paraît courant que des ours en captivité vivent plus longtemps. La tendance générale est que les taux de survie des jeunes de l'année et des individus de 1 an sont plus faibles que ceux des subadultes et des adultes dans la force de l'âge, et les adultes sénescents montrent des taux de survie inférieurs à ceux des adultes dans la force de l'âge. On distingue les taux de survie globaux (tableau 4) des taux de survie

naturels (tableau 5), qui ne tiennent compte que des ours morts de causes naturelles. Les mâles présentent souvent des taux de survie globaux inférieurs à ceux des femelles parce qu'ils sont à dessein davantage ciblés par la chasse et qu'ils ont plus tendance à causer des problèmes aux humains.

Tableau 4. Moyennes (erreurs-types entre parenthèses) des taux de survie annuels globaux (récoltes prises en compte) par sexe et classe d'âge dans des sous-populations canadiennes d'ours blancs. Des taux de survie globaux n'ont pas été rapportés pour les autres sous-populations.

Sous-population (source principale des données)	Mâles					Femelles				
	Taux de survie global					Taux de survie global				
	0	1	2-4	5-20	> 20	0	1	2-4	5-20	> 20
Baie de Baffin (Taylor <i>et al.</i> , 2005)	0,538 (0,094)	0,879 (0,049)	0,879 (0,049)	0,923 (0,024)	0,874 (0,062)	0,600 (0,096)	0,901 (0,045)	0,901 (0,045)	0,940 (0,021)	0,913 (0,047)
Golfe de Boothia (Taylor <i>et al.</i> , 2008c)	0,817 (0,201)	0,875 (0,085)	0,875 (0,085)	0,935 (0,040)	0,935 (0,040)	0,817 (0,201)	0,875 (0,085)	0,875 (0,085)	0,935 (0,040)	0,935 (0,040)
Bassin de Kane (Taylor <i>et al.</i> , 2008a)	0,308 (0,172)	0,617 (0,180)	0,617 (0,180)	0,957 (0,046)	0,957 (0,046)	0,374 (0,180)	0,686 (0,157)	0,686 (0,157)	0,967 (0,043)	0,967 (0,043)
Détroit de Lancaster ^a (Taylor <i>et al.</i> , 2008b)	0,633 (0,123)	0,790 (0,073)	0,790 (0,073)	0,892 (0,030)	0,653 (0,085)	0,749 (0,105)	0,879 (0,050)	0,879 (0,050)	0,936 (0,019)	0,758 (0,054)
Détroit de M'Clintock (Taylor <i>et al.</i> , 2006a)	0,620 (0,15)	0,900 (0,04)	0,900 (0,04)	0,880 (0,04)	0,880 (0,04)	0,620 (0,15)	0,900 (0,04)	0,900 (0,04)	0,900 (0,04)	0,900 (0,04)
Nord de la mer de Beaufort (Stirling <i>et al.</i> , 2007) ^b	0,487 (0,173)	0,248 (0,124)	0,826 (0,073)	0,818 (0,071)	0,581 (0,104)	0,605 (0,170)	0,348 (0,147)	0,895 (0,046)	0,89 (0,044)	0,713 (0,079)
Baie Norwegian ^a (Taylor <i>et al.</i> , 2008b)	0,633 (0,123)	0,790 (0,073)	0,790 (0,073)	0,892 (0,030)	0,653 (0,085)	0,749 (0,105)	0,879 (0,050)	0,879 (0,050)	0,936 (0,019)	0,758 (0,054)
Sud de la mer de Beaufort (Regehr <i>et al.</i> , 2006)	0,430 (0,110)	0,920 (0,040)	0,920 (0,040)	0,920 (0,040)	0,920 (0,040)	0,430 (0,110)	0,920 (0,040)	0,920 (0,040)	0,920 (0,040)	0,920 (0,040)
Sud de la baie d'Hudson (Obbard <i>et al.</i> , 2007) ^c	0,492 (0,143)	0,485 (0,143)	0,812 (0,076)	0,811 (0,076)	0,293 (0,143)	0,645 (0,135)	0,640 (0,136)	0,893 (0,052)	0,892 (0,052)	0,444 (0,148)
Détroit du Vicomte-Melville (Taylor <i>et al.</i> , 2002)	0,448 (0,216)	0,774 (0,081)	0,774 (0,081)	0,774 (0,081)	0,774 (0,081)	0,693 (0,183)	0,905 (0,026)	0,905 (0,026)	0,905 (0,026)	0,905 (0,026)
Ouest de la baie d'Hudson ^{d,e} (Regehr <i>et al.</i> , 2007a)	0,620 (0,020)	0,620 (0,020)	0,810 (0,015)	0,900 (0,005)	0,750 (0,020)	0,700 (0,020)	0,700 (0,020)	0,860 (0,015)	0,930 (0,005)	0,810 (0,015)
			0,720 (0,020)		0,650 (0,031)			0,780 (0,020)		0,720 (0,031)

^a Les taux de survie pour le détroit de Lancaster et la baie Norwegian ont été groupés (voir Taylor *et al.* [2008b], et les sections 7.6 et 7.5).

^b Moyennes pour la période de 2003 à 2005. L'erreur-type estimée est la différence entre l'estimation moyenne et la limite de confiance supérieure moyenne, divisée par 1,96. Les taux de survie présentent une trop forte variabilité et s'écartent trop de ceux normalement observés chez l'ours blanc (taux pour les oursons de 1 an) pour que puissent être réalisées des simulations démographiques (voir la section 7.3).

^c Moyennes pour 2004. L'erreur-type estimée est l'intervalle de confiance, divisé par 3,92.

^d Les taux de survie figurant dans la colonne de la classe d'âge 5-20 ans s'appliquent en fait aux âges 5-19, et les taux figurant dans la colonne de la classe d'âge > 20 ans s'appliquent aux âges ≥ 20.

^e Regehr *et al.* (2007a) présentent les taux de survie apparents globaux pour la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson sous la forme d'IC à 95 %. L'erreur-type estimée est la différence entre l'estimation et la limite de confiance supérieure, divisée par 1,96. Dans l'établissement des taux de survie présentés pour les classes d'âge 2-4 et 20 + (taux figurant au haut des cases correspondantes), on n'a pas tenu compte des mortalités possibles dues aux captures autour de Churchill (voir Regehr *et al.* [2007a]). Les taux de survie pour les classes d'âge 2-4 et ≥ 20 pourraient n'être que de 0,72 et 0,65 pour les mâles, et de 0,78 et 0,72 pour les femelles, respectivement (taux figurant au bas des cases correspondantes). En fait, les taux réels de survie pour les subadultes et les ours sénescents de la région se situent probablement entre les deux taux figurant dans les cases correspondantes du tableau (E. Regehr, comm. pers., USGS, Alaska Science Centre, Anchorage, AK).

Tableau 5. Moyennes (erreurs-types entre parenthèses) des taux de survie annuels naturels (récoltes non prises en compte) par sexe et classe d'âge dans des sous-populations canadiennes d'ours blancs. On ne dispose pas des taux de survie naturels ou de données qui permettraient de les calculer pour les autres sous-populations.

Sous-population (source principale des données)	Mâles					Femelles				
	Taux de survie naturel					Taux de survie naturel				
	0	1	2-4	5-20	>20	0	1	2-4	5-20	>20
Baie de Baffin (Taylor <i>et al.</i> , 2005)	0,570 (0,094)	0,938 (0,045)	0,938 (0,045)	0,947 (0,022)	0,887 (0,060)	0,620 (0,095)	0,938 (0,042)	0,938 (0,042)	0,953 (0,020)	0,919 (0,050)
Golfe de Boothia (Taylor <i>et al.</i> , 2008c)	0,817 (0,201)	0,907 (0,084)	0,907 (0,084)	0,959 (0,039)	0,959 (0,039)	0,817 (0,201)	0,907 (0,084)	0,907 (0,084)	0,959 (0,039)	0,959 (0,039)
Bassin de Kane (Taylor <i>et al.</i> , 2008a)	0,345 (0,200)	0,663 (0,197)	0,663 (0,197)	0,997 (0,026)	0,997 (0,026)	0,410 (0,200)	0,756 (0,159)	0,756 (0,159)	0,997 (0,026)	0,997 (0,026)
Détroit de Lancaster ^a (Taylor <i>et al.</i> , 2008b)	0,634 (0,123)	0,838 (0,075)	0,838 (0,075)	0,974 (0,030)	0,715 (0,095)	0,750 (0,104)	0,898 (0,005)	0,898 (0,005)	0,946 (0,018)	0,771 (0,054)
Détroit de M'Clintock (Taylor <i>et al.</i> , 2006a)	0,619 (0,151)	0,983 (0,034)	0,983 (0,034)	0,977 (0,033)	0,977 (0,033)	0,619 (0,151)	0,983 (0,034)	0,983 (0,034)	0,921 (0,046)	0,921 (0,046)
Nord de la mer de Beaufort (Stirling <i>et al.</i> , 2007) ^b	0,489 (0,173)	0,928 (0,080)	0,906 (0,073)	0,940 (0,071)	0,859 (0,104)	0,607 (0,170)	0,931 (0,080)	0,956 (0,046)	0,929 (0,044)	0,730 (0,079)
Baie Norwegian ^a (Taylor <i>et al.</i> , 2008b)	0,634 (0,123)	0,838 (0,075)	0,838 (0,075)	0,974 (0,030)	0,715 (0,095)	0,750 (0,104)	0,898 (0,005)	0,898 (0,005)	0,946 (0,018)	0,771 (0,054)
Sud de la mer de Beaufort (Regehr <i>et al.</i> , 2006)	0,430 (0,11)	0,930 (0,040)	0,930 (0,040)	0,930 (0,040)	0,930 (0,040)	0,430 (0,11)	0,930 (0,040)	0,930 (0,040)	0,930 (0,040)	0,930 (0,040)
Sud de la baie d'Hudson (Obbard <i>et al.</i> , 2007) ^c	0,492 (0,143)	0,517 (0,143)	0,929 (0,076)	0,892 (0,076)	0,556 (0,143)	0,645 (0,135)	0,645 (0,136)	0,973 (0,052)	0,951 (0,052)	0,523 (0,148)
Détroit du Vicomte-Melville (Taylor <i>et al.</i> , 2002)	0,448 (0,216)	0,924 (0,109)	0,924 (0,109)	0,924 (0,109)	0,924 (0,109)	0,693 (0,183)	0,957 (0,028)	0,957 (0,028)	0,957 (0,028)	0,957 (0,028)
Ouest de la baie d'Hudson ^{d,e} (Regehr <i>et al.</i> , 2007a)	0,710	0,710	0,940 0,780	0,940	0,820 0,680	0,730	0,920	0,920 0,820	0,930	0,820

^a Les taux de survie pour le détroit de Lancaster et la baie Norwegian ont été groupés (voir les sections 7.4 et 7.5).

^b Pour le nord de la mer de Beaufort, on a estimé les taux de survie naturels en ajoutant la mortalité due aux récoltes aux taux de survie globaux. Pour les oursons de 1 an, on a plutôt utilisé le taux de survie global établi pour la sous-population du sud de la mer de Beaufort, adjacente, étant donné qu'il a été déterminé que le taux de survie global établi pour le nord de la mer de Beaufort (Stirling *et al.*, 2007) était une sous-estimation. L'erreur-type du taux de survie des oursons de 1 an du sud de la mer de Beaufort a été doublée pour refléter l'incertitude accrue associée aux procédures méta-analytiques.

^c D'après les taux de survie fournis par E. Regehr (USGS, Alaska Science Centre, Anchorage, AK).

^d On a obtenu les valeurs en utilisant les estimations des taux de survie présentées par Obbard *et al.* (2007) pour la dernière année (2004) de leur étude ainsi que toutes les prises groupées jusqu'en 2000 pour estimer la répartition par âge courante et les proportions relatives des groupes par sexe et âge pris en considération dans l'analyse d'Obbard *et al.* Ces proportions ont été multipliées par l'effectif estimé de la sous-population (N = 681) pour obtenir le nombre courant d'individus dans chaque strate. En utilisant la répartition par sexe et âge de la récolte, on a réparti les prises connues (36,2 ours pour la période de 2002 à 2007) suivant les strates par sexe et âge prises en considération par Obbard *et al.* dans leur calcul des taux de survie. On a ensuite déterminé la contribution à la mortalité totale de la mortalité due à la récolte en divisant le nombre d'individus dans une strate de récolte donnée par le nombre d'individus dans la strate de population correspondante. On a enfin calculé, pour chaque strate de population, le taux de survie naturel en additionnant le taux connu de mortalité due à la récolte au taux de survie global.

^e Les taux de survie naturels fournis par Regehr *et al.* (2007a) comprennent deux estimations dans le cas des classes d'âge 2-4 et 20+. L'estimation du haut est issue du modèle de marquage-recapture qui exclut l'effet sur la mortalité de la manipulation des ours capturés à Churchill; l'estimation du bas est réduite pour refléter l'hétérogénéité des données associée aux captures effectuées autour de Churchill par le ministère de la Conservation du Manitoba. Les taux de survie présentés par Regehr *et al.* (2007a) ne comportent pas d'estimations d'erreur; pour les simulations (tableau 6), les erreurs associées aux taux de survie globaux ont été utilisées.

5.2 Prédateurs

L'ours blanc n'a aucun prédateur naturel. La prédation intraspécifique pourrait cependant limiter la croissance de la population. Il n'est pas rare que des oursons soient tués pour faire entrer les femelles en œstrus ou que des oursons et des adultes soient tués à des fins alimentaires chez les Ursidés, dont l'ours blanc (Taylor *et al.*, 1985; Derocher et Taylor, 1994; Taylor, 1994; Derocher et Wiig, 1999; Dyck et Daley, 2002). Les conflits intraspécifiques liés au stress nutritionnel devraient être plus élevés quand les densités d'ours (en rapport avec la capacité limite du milieu) augmentent. Par conséquent, là où les changements climatiques ont pour effet de réduire la capacité limite du milieu, on peut s'attendre à un accroissement des conflits intraspécifiques, les déclinés des effectifs apparaissant un certain temps après la baisse de la capacité limite du milieu (p. ex. dans le sud de la mer de Beaufort [Amstrup *et al.*, 2006]). L'incidence possible de la prédation intraspécifique sur les effectifs de l'ours blanc est traitée plus en détail à la section 6.3.

5.3 Physiologie

L'aspect le plus remarquable de la physiologie de l'ours blanc, dans le contexte de l'évaluation de la situation de l'espèce et de l'attribution d'un statut à celle-ci, est sa capacité de jeûne prolongé quand il est forcé de demeurer sur la terre ferme durant la saison d'eau libre, où il n'a pas accès aux phoques (cela est le cas de 50 p. 100 à 60 p. 100 des ours blancs du Canada). Quand les ours sont sur la terre ferme, la nourriture se fait rare, et ils doivent vivre sur leurs réserves de graisse jusqu'à ce que la glace de mer reprenne à la fin de l'automne (Ramsay et Hobson, 1991; Derocher *et al.*, 1993; Atkinson et Ramsay, 1995). Les ourses gravides doivent aussi attendre que leurs petits naissent et qu'ils soient assez vigoureux pour être sortis de la tanière avant de pouvoir cesser leur jeûne; il peut ainsi leur arriver de ne pas manger durant huit mois, tout en devant satisfaire les exigences énergétiques de la gestation et de l'allaitement (Atkinson et Ramsay, 1995). Les ours blancs adultes perdent environ 1 kg par jour durant leurs jeûnes (Derocher et Stirling, 1995a; Polischuk *et al.*, 2002), et les ourses gravides peuvent perdre jusqu'à 43 p. 100 de leur masse corporelle (Atkinson et Ramsay, 1995). Étant donné que la masse corporelle des petits est étroitement liée à la quantité de graisse corporelle des femelles (Atkinson et Ramsay, 1995), le succès de la reproduction est vraisemblablement fonction du poids des femelles au début, et surtout à la fin, de leurs périodes de jeûne.

En tant que prédateur se trouvant au sommet des chaînes alimentaires de l'écosystème marin arctique, l'ours blanc peut se trouver exposé à divers contaminants de l'environnement pouvant avoir un effet sur sa survie et sa reproduction (Amstrup, 2003). La section 6.3 traite des principaux contaminants auxquels l'ours blanc est exposé et de leurs effets négatifs possibles sur l'ours blanc.

5.4 Domaines vitaux, déplacements et dispersion

Les ours blancs se déplacent sur des distances beaucoup plus grandes que d'autres mammifères terrestres (Ferguson *et al.*, 1999), le seul moyen permettant de retracer leurs déplacements étant la télémétrie satellitaire (voir Messier *et al.*, 2001). Le radioémetteur est habituellement monté sur un collier que l'on met aux femelles adultes seulement, étant donné qu'il est difficile de bien faire tenir le collier sur les mâles (la circonférence de leur cou est souvent plus grande que celle de leur tête); on connaît donc mal les habitudes de déplacement des mâles. Les ourses occupent des domaines vitaux annuels de grande superficie, variant de 940 km² à 540 700 km² (\bar{x} = 125 500 km², écart-type = 113 795, n = 93; Ferguson *et al.*, 1999). Les domaines vitaux des ours blancs varient en fonction de plusieurs facteurs, dont la localisation de divers éléments importants pour eux, comme les polynies (Ferguson *et al.* 1999; Messier *et al.*, 2001). Ferguson *et al.* (1999) ont montré que le ratio entre superficie terrestre et superficie marine à l'intérieur des domaines vitaux et la variation saisonnière du couvert glaciaire expliquaient jusqu'à 66 p. 100 de la variation de la taille des domaines vitaux qu'ils ont étudiés. Les ours qui vont sur la terre ferme durant la saison d'eau libre ont des domaines vitaux plus étendus que ceux des ours qui ont accès à de la glace toute l'année, tout comme les ours dont les domaines vitaux présentent une plus grande variation saisonnière du type de couvert glaciaire (Ferguson *et al.*, 1999).

Les observations des habitudes de déplacement à l'intérieur des domaines vitaux montrent bien à quel point la glace de mer est importante dans l'écologie des ours blancs. Comme le laisse penser la grande taille de leurs domaines vitaux, les taux de déplacement des ours blancs sont très élevés par rapport à ceux d'autres mammifères terrestres, la plupart des estimations moyennes des vitesses de déplacement sur la glace de mer publiées se situant entre 0,5 et 2,1 km/h (Larsen *et al.*, 1983; Durner et Amstrup, 1995; Born *et al.*, 1997; Amstrup *et al.*, 2000; Ferguson *et al.*, 2001). Le niveau d'activité le plus élevé est observé en mai, en juin et en juillet, est fonction des conditions de glace de mer, et coïncide avec la disponibilité de phoques nouveaux-nés (Pasitschniak-Arts et Messier, 1999; Amstrup, 2003). Mauritzen *et al.* (2003) ont observé que les taux de déplacement des ours blancs augmentaient en raison inverse de l'épaisseur de la glace de mer. Dans le Haut-Arctique, le niveau d'activité est le plus bas durant l'hiver, peut-être à cause du mauvais temps, de l'accès limité aux phoques, et de la nécessité pour les ours de conserver leur énergie durant les mois les plus froids (Messier *et al.*, 1992; idem, 1994).

Les ourses gravides cessent de se déplacer après leur entrée dans les tanières de mise bas à la fin de l'automne (section 5.1), mais les femelles non gravides et les mâles s'abritent aussi dans des tanières de neige pour 0,5 à 4 mois durant l'hiver (Harington, 1968) et jeûnent d'une manière qui, au plan physiologique, rappelle l'état de torpeur des périodes de pénurie alimentaire (Watts et Hansen, 1987). Cependant, l'utilisation d'abris varie avec les conditions de glace de mer et la latitude, et elle est plus fréquente dans le Haut-Arctique (Ferguson *et al.*, 2000b). Dans le sud de l'Arctique, où la glace de mer fond, les ours peuvent se trouver forcés de passer plusieurs mois sur la terre ferme, dans l'attente de la reprise de la glace. Ce phénomène est très marqué dans la partie

sud de l'aire de répartition canadienne de l'espèce, particulièrement dans la baie d'Hudson et la baie James (Stirling *et al.*, 1977; Derocher et Stirling, 1990), dans l'est de l'île de Baffin (Stirling *et al.*, 1980; Ferguson *et al.*, 1997; Taylor *et al.*, 2005), et dans le détroit de Davis (M.K. Taylor, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut, obs. pers.). Une fois confinés sur la terre ferme pour l'été, les ours se déplacent beaucoup moins qu'ils ne le font sur la glace de mer, et ils passent la majeure partie de leur temps à se reposer ou, dans le cas des ourses gravides, à chercher un endroit propice pour leur tanière (Ferguson *et al.*, 1997; idem, 1998; Lunn *et al.*, 2004).

On sait peu de choses de la dispersion chez les ours blancs, en grande partie parce qu'on piste rarement les subadultes au moyen d'un collier émetteur. En effet, bien qu'on marque les subadultes quand on les capture, on ne les munit habituellement pas d'un collier émetteur, qui pourrait rapidement devenir trop serré à cause du fort taux de croissance de ces animaux. Des cas de dispersion ont cependant déjà été répertoriés à l'aide d'analyses génétiques (Crompton, 2004; Saunders, 2005). Les résultats concernant des ours du golfe de Boothia et du détroit de M'Clintock (Saunders, 2005) ainsi que de l'ouest de la baie d'Hudson, du sud de la baie d'Hudson, du bassin de Foxe et du détroit de Davis (Crompton, 2004) laissent penser que les ours en dispersion peuvent franchir les frontières des sous-populations identifiées, et qu'ils le font effectivement. La dispersion au-delà des frontières des sous-populations – frontières établies initialement sur la base des déplacements d'adultes marqués ou munis d'un collier émetteur (Taylor et Lee, 1995; Bethke *et al.*, 1996) – pourrait en partie expliquer l'absence de différences génétiques marquées entre les sous-populations (tableaux 1 et 2).

5.5 Relations interspécifiques

L'ours blanc est un prédateur obligatoire des phoques qui se reproduisent sur la glace de mer, au nombre desquels figure tout particulièrement le phoque annelé. La coévolution du phoque annelé et de l'ours blanc ainsi que l'effet des changements possibles de la répartition des phoques annelés (et d'autres Phocidés qui se reproduisent sur la glace de mer) sur la répartition des ours blancs sont traités dans les sections 3, 4 et 6.

5.6 Adaptations comportementales

En plus d'être physiologiquement adaptés à la stochasticité environnementale et à la disette prolongée, les ours blancs ont des adaptations comportementales qui leur permettent de survivre dans des conditions environnementales extrêmes ou variables. Les participants à des collectes récentes de CTA menées à Gjoa Haven, à Cambridge Bay et à Taloyoak (Atatahak et Banci, 2001; Keith *et al.*, 2005) ont indiqué que les ours blancs adaptent facilement leurs déplacements aux conditions environnementales et à la répartition de leurs proies, mais qu'ils peuvent aussi être vulnérables à l'activité humaine. Toutefois, on sait que les ours blancs sont attirés par des sources non naturelles de nourriture (p. ex. les ordures) et qu'ils peuvent en venir à ne pas craindre la présence des humains, même quand ils se trouvent exposés à des perturbations

anthropiques (p. ex. le harcèlement visant à les éloigner), s'ils peuvent espérer se mettre quelque chose sous la dent. La curiosité des ours blancs les expose particulièrement à être abattus pour la protection des personnes et des biens. Les ours blancs sont aussi attirés par des substances apportées par l'homme et peuvent en consommer (p. ex. des produits pétroliers ou l'éthylène-glycol [antigel]), substances qui peuvent nuire à leur santé ou les tuer (Stirling, 1988b; Amstrup *et al.*, 1989; Derocher et Stirling, 1991). Les observations inuites d'ours blancs consommant des sacs de plastique et de l'huile à moteur se sont apparemment accrues au cours des années 1990 (McDonald *et al.*, 1997), et les observateurs inuits d'ours blancs dans la région de la baie de Baffin signalent que les ours se sont mis à consommer de nouveaux types d'aliments ces dernières années (Dowsley, 2005), comme des œufs d'oiseaux marins et la viande se trouvant dans des caches de viande inuites. Comme le décrit la section 4.1, l'alimentation de l'ours blanc peut comprendre plusieurs espèces de mammifères et d'oiseaux, la viande se trouvant dans des caches inuites et des végétaux (petits fruits notamment); l'ours blanc demeure toutefois essentiellement un prédateur de phoques obligatoire, qui chasse ses proies de prédilection sur la glace de mer.

6. FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

Les principaux facteurs limitatifs immédiats (c'.-à-d. des facteurs qui causent directement la mortalité ou qui réduisent directement la reproduction) agissant sur la répartition et l'abondance de l'ours blanc sont l'insuffisance des ressources alimentaires (l'accès aux phoques qui se reproduisent sur la glace de mer et l'abondance de ces derniers), la mortalité causée par l'être humain (presque exclusivement due à la chasse) et la prédation intraspécifique. Il existe d'autres facteurs limitatifs immédiats potentiels, comme la contamination de l'environnement, particulièrement celle associée à la prospection et à l'exploitation des réserves marines d'hydrocarbures et à l'accroissement du trafic maritime dans l'Arctique, et l'accumulation des contaminants environnementaux (surtout les organochlorés) dans les tissus des ours blancs. Les changements climatiques influenceront probablement sur chacun des facteurs limitatifs immédiats de l'ours blanc mentionnés plus haut et pourraient donc devenir le facteur limitatif suprême pour l'espèce. Les documents de synthèse (voir par exemple Stirling et Derocher [1993], Barber et Iacozza [2004], Derocher *et al.* [2004], Stirling et Parkinson [2006]), les documents faisant état des CTA (voir par exemple Dowsley [2005]), et les rapports d'observation (voir par exemple Amstrup *et al.* [2006], Monnett et Gleason [2006]) donnent une idée des incidences possibles du réchauffement climatique passé et futur sur les ours blancs. Par ailleurs, les études empiriques des corrélations de variables des changements climatiques avec l'état corporel (Stirling *et al.*, 1999; Obbard *et al.*, 2006), et, plus récemment, les taux démographiques (Obbard *et al.*, 2007; Regehr *et al.*, 2006; idem, 2007a; idem, 2007b; Stirling *et al.*, 2007) sont plus utiles pour quantifier la contribution du réchauffement climatique aux menaces et aux facteurs limitatifs immédiats pesant sur les ours (voir aussi la section 4.2). Dans la présente section, les changements climatiques sont pris en compte dans l'analyse de chacun des facteurs limitatifs touchant l'ours blanc.

6.1 Disponibilité de la nourriture

Récemment, des chercheurs du Service canadien de la faune et de l'Alaska Science Center de la United States Geological Survey ont établi une relation entre la dislocation hâtive de la glace de mer dans l'ouest de la baie d'Hudson et la diminution des taux de survie des ours adultes ne se trouvant pas dans la force de l'âge (Regehr *et al.*, 2007a; voir aussi la section 4.2), fournissant ainsi les premières preuves quantitatives des effets des stressseurs climatiques sur la dynamique des populations. En mettant en rapport cette réduction des taux de survie de la plupart des classes d'âge des deux sexes dans l'ouest de la baie d'Hudson avec les observations montrant que la taille corporelle des ourses allant sur la terre ferme a diminué avec la dislocation plus hâtive de la glace au printemps (Stirling *et al.*, 1999), on en arrive à la conclusion que le déclin de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson (section 7.10) s'explique le mieux par la réduction de l'accès à la nourriture. Des conclusions similaires ont été tirées pour les ours blancs du sud de la baie d'Hudson (Regehr *et al.*, 2007b; Rode *et al.*, 2007).

Dans l'ouest de la baie d'Hudson, certaines données montrent que le réchauffement climatique a réduit le taux de reproduction du phoque annelé (Ferguson *et al.*, 2005; Stirling, 2005); les ours blancs devraient donc être touchés par la réduction des effectifs de phoques. Il est possible que, du moins dans le contexte de taux stables de mortalité causée par l'être humain : 1) la densité d'ours blancs suive les effectifs des phoques, ou 2) si la dislocation hâtive de la glace de mer fait que les ours n'ont pas le temps d'accumuler suffisamment de graisse pour leur période de jeûne, le déclin de leurs effectifs puisse survenir avant celui des effectifs de phoques, ou même en l'absence de déclin observable des effectifs de phoques. Il est également important de noter qu'il ne faut pas s'attendre à ce que tous les segments d'une population d'ours blancs se mettent à diminuer immédiatement après une réduction de la quantité de proies que peut offrir le milieu. Pour l'ouest de la baie d'Hudson, Regehr *et al.* (2007a) ont laissé entendre que les adultes dans la force de l'âge présentaient un meilleur état corporel que les autres ours blancs (E. Richardson, Service canadien de la faune, données inédites), qu'ils pouvaient investir leurs ressources dans la survie plutôt que dans la reproduction dans les périodes de stress nutritionnel, et qu'ils avaient plus de facilité à capturer des phoques et à voler ceux pris par des ours de rang inférieur. Cela pourrait expliquer la raison pour laquelle Regehr *et al.* (2007a) n'ont relevé aucune association entre le taux de survie des ours et des ourses adultes dans la force de l'âge et la dislocation hâtive de la glace de mer. Pour toutes les autres classes d'âge, une relation statistique entre la dislocation hâtive de la glace de mer et les taux de survie à la baisse a été établie.

Derocher *et al.* (2004) brossent un tableau des possibles scénarios de changements de la disponibilité de nourriture pour les ours blancs dans le contexte des changements climatiques, au nombre desquels on compte la possibilité que le réchauffement climatique profite à certaines sous-populations, au moins à plus court terme. Ce dernier scénario pourrait s'avérer dans le cas des ours se trouvant à l'extrême septentrional de l'aire de répartition de l'espèce (p. ex. dans le détroit du Vicomte-Melville, l'ouest du détroit de Lancaster, la baie Norwegian, le bassin de Kane, et le bassin arctique), où la faible productivité primaire et la glace de mer pluriannuelle limitent les densités de phoques annelés ainsi que l'accès à ces proies (Kingsley *et al.*, 1985). Même entre régions relativement proches l'une de l'autre, l'incidence des changements climatiques pourrait varier considérablement. Par exemple, durant la période de réduction des effectifs d'ours blancs dans l'ouest de la baie d'Hudson attribuée aux changements climatiques (voir à la section 4.2, plus haut, et à la section 7.10), on n'a pas observé de diminution des effectifs dans le sud de la baie d'Hudson (section 7.11), bien qu'on ait aussi relevé une détérioration de l'état corporel des ours de cette région (Obbard *et al.*, 2007). Après une nouvelle analyse des données de marquage-recapture d'abord présentées par Kolenosky *et al.* (1992), des chercheurs du gouvernement de l'Ontario ont rapporté que l'abondance des ours blancs dans le sud de la baie d'Hudson s'élevait à 641 ours (intervalle de confiance [IC] à 95 p. 100 : de 401 à 881) en 1986, et à 681 ours (IC à 95 p. 100 : de 401 à 961) en 2005 (Obbard *et al.*, 2007).

Bien que l'incidence exacte du réchauffement climatique sur chacune des sous-populations demeure incertaine, on sait qu'il faut une période minimale de glace de mer au moins annuelle (paramètre probablement modulé par des facteurs comme la disponibilité de proies) pour que l'ours blanc puisse être présent dans une région donnée. On a rarement observé des ours blancs tuant des phoques à la nage en eau libre (Furnell et Oolooyuk, 1980), et la chasse aux phoques ou aux morses sur la terre ferme ne pourra probablement jamais compenser la chasse aux phoques sur la glace de mer (Derocher *et al.*, 2004). Les ours blancs ne peuvent pas vivre là où il n'y a pas au moins de la glace annuelle, mais de nombreuses espèces de phoques le peuvent. Si le réchauffement climatique en venait à empêcher la formation de glace de mer en hiver, ou à allonger considérablement la saison d'eau libre dans les secteurs présentant actuellement de la glace saisonnière utilisée par des ours blancs, on ne peut espérer que les effectifs concernés demeurent viables.

6.2 Mortalité causée par l'être humain

Actuellement, le plus important facteur limitatif immédiat touchant l'ours blanc est la mortalité causée par l'être humain. Au Canada, cette mortalité est largement attribuable à la chasse réglementée. Pour la plupart des groupes d'âge et pour les deux sexes, une bonne part de la mortalité annuelle peut être attribuée à la mortalité connue comme étant causée par l'être humain (section 5.1; tableau 6). La récolte excessive est un problème majeur pour certaines unités démographiques, particulièrement pour celles dont les données d'abondance ne sont pas à jour ou pour celles qui ne sont pas protégées par des quotas de chasse réglementaires (section 9.3). Dans le passé, certaines sous-populations canadiennes d'ours blancs ont été surexploitées (à cause d'une surestimation de leur abondance et donc des quotas de prises), dont celles du détroit de M'Clintock (Taylor *et al.*, 2006a) et du détroit du Vicomte-Melville (Taylor *et al.*, 2002). Selon des simulations, la récente réduction marquée des taux de récolte annuels moyens (réduction de 34,0 ours [de 1979 à 1999] à 1,8 ours [de 2002 à 2007] pour le détroit de M'Clintock; réduction de 19,6 ours [de 1985 à 1990] à 4,8 ours [de 2002 à 2007] pour le détroit du Vicomte-Melville) aurait renversé les tendances démographiques de ces deux sous-populations (Taylor *et al.*, 2002; *idem*, 2006a), mais leurs effectifs demeurent gravement réduits (tableau 6, et sections 7.4 et 7.7). Des simulations similaires ont révélé l'existence de cas actuels de surexploitation très importante des ours blancs dans la baie de Baffin et le bassin de Kane (sections 7.12 et 7.13).

Le problème de la récolte excessive se fait surtout sentir dans les sous-populations du bassin de Kane et de la baie de Baffin, ainsi que dans celle de l'ouest de la baie d'Hudson eu égard à la réduction des taux de survie naturels et aux changements climatiques qu'on y observe (section 7.10). Les gouvernements du Nunavut et du Groenland ont considérablement accru les prises pour la baie de Baffin et le bassin de Kane ces dernières années (la récolte de 2006 à 2007 dans la baie de Baffin a été de 99 ours pour le Nunavut [accroissement par rapport au quota de 54 ours pour 2004], et de 75 ours pour le Groenland; CTOB, 2008). Cependant, d'après Taylor *et al.* (2005), la récolte annuelle soutenable pour la sous-population de la baie de Baffin n'aurait été que de 90 ours en 1997. Bien que le Groenland ait fait entrer en vigueur en janvier 2006 son premier quota de chasse à l'ours blanc, ce qui devrait réduire les prises dans le bassin de Kane et la baie de Baffin (le quota pour l'ouest du Groenland est fixé à 100 ours par année; CTOB, 2006), il ne semble pas qu'il y ait eu renversement de la probable diminution importante des effectifs (tableau 6). Les prises réglementées courantes combinées du Nunavut et du Groenland dans le bassin de Kane et la baie de Baffin sont encore excessives (tableau 6, et sections 7.12 et 7.13).

Tableau 6. Situation des sous-populations d'ours blancs se trouvant en tout ou en partie sur le territoire canadien. Des précisions sont fournies dans les notes de bas de tableau présentées à la page suivante, ainsi qu'aux sections 7.1 à 7.14.

Sous-population (source principale des données)	Estimation précédente de l'effectif		Estimation courante de l'effectif		Mortalité causée par l'être humain		Résultats des simulations démographiques ^a			SITUATION en 2008
	N ₁ (année de l'estimation)	IC à 95 % de N ₁	N ₂ (année de l'estimation)	IC à 95 % de N ₂	Récolte permise (ours/année)	Récolte moyenne 2002–2007 (ours/année)	$\lambda \pm 1$ e.-t. ^b au niveau de récolte courant	AVP ^c	$\lambda \pm 1$ e.-t. avec moratoire sur la chasse ^d	Selon la force probante de l'information disponible ^e
Baie de Baffin (Taylor <i>et al.</i> , 2005, IUCN/SSC Specialist Group, 2006)	2 074 (1998)	1 544–2 604	1 546 (2004)	690–2 402	105 + Groenland	232,4	0,861 ± 0,075	0,998	1,054 ± 0,027	En baisse
Détroit de Davis (Peacock <i>et al.</i> , 2006, CTOB, 2007)	900 (1980)	s. o.	2 251 (2006)	s. o.	52 + Groenland, Québec	60,0	s. o.	s. o.	s. o.	Inconnue ^f
Bassin de Foxe (Taylor <i>et al.</i> , 2006b, IUCN/SSC Specialist Group, 2006)	2 119 (1996)	1 421–2 817	2 300 ^g (2004)	1 780–2 820 ^h	106 + Québec	98,6	s. o.	s. o.	s. o.	Inconnue
Golfe de Boothia (Taylor <i>et al.</i> , 2008c)	s. o.	s. o.	1 528 (2000)	953–2 093	74	56,4	1,025 ± 0,032	0,067	1,065 ± 0,019	En hausse
Bassin de Kane (Taylor <i>et al.</i> , 2008a)	s. o.	s. o.	164 (1998)	94–234	5 + Groenland	12,8	0,935 ± 0,027	0,999	1,010 ± 0,010	En baisse
Détroit de Lancaster (Taylor <i>et al.</i> , 2008b)	1 031 ⁱ (1979)	795–1 267	2 541 (1998)	1 759–3 323	85	82,4	1,001 ± 0,014	0,260	1,023 ± 0,012	Stable
Détroit de M'Clintock (Taylor <i>et al.</i> , 2006a)	700 (1978)	s. o.	284 (2000)	166–402	3	1,8	1,022 ± 0,015	<0,001	1,031 ± 0,038	En hausse
Nord de la mer de Beaufort (Stirling <i>et al.</i> , 2007)	867 (1986)	726–1 008	1 200 (2006)	825–1 135	65	34,4	0,994 ± 0,023 ^j	0,419 ^j	1,031 ± 0,021 ^j	Stable ^j
Baie Norwegian (Taylor <i>et al.</i> , 2008c)	s. o.	s. o.	190 (1998)	102–278	4	3,0	0,997 ± 0,026	0,439	1,006 ± 0,016	Stable?
Sud de la mer de Beaufort (Regehr <i>et al.</i> , 2006; idem, 2007b)	1 800 (1983)	1 300–2 500 ^h	1 526 (2006)	1 211–1 841	81	53,4	0,938 ± 0,030	0,945	0,980 ± 0,029	En baisse
Sud de la baie d'Hudson (Obbard <i>et al.</i> , 2007a; idem, 2007b)	641 (1986)	401–881	681 ^k (2005)	401–961	25 + Ontario, Québec	36,2	0,969 ± 0,055 ^l	0,670 ^l	1,028 ± 0,076 ^l	Stable ^l
Détroit du Vicomte-Melville (Taylor <i>et al.</i> , 2002)	161 (1993)	121–201	215 (1996)	99–331	7	4,8	1,037 ± 0,033	0,072	1,059 ± 0,063	En hausse
Ouest de la baie d'Hudson ^m (Regehr <i>et al.</i> , 2007a)	1 194 (1987)	1 020–1 368	935 (2005)	794–1 076	46 + Manitoba	46,8	0,940 ± 0,013 0,903 ± 0,014	0,999 0,999	0,999 ± 0,011 0,964 ± 0,011	En baisse
TOTAL	Estimation courante : 15 000 (11 000–19 000) ⁿ				> 643	734,6 ^o	s. o.	s. o.	s. o.	En baisse ^p

Notes du tableau 6.

- ^a Les résultats des simulations sont des projections démographiques. La modélisation des sous-populations a été effectuée à partir de l'information présentée dans les tableaux 3 à 5, avec le modèle de simulation RISKMAN. La modélisation n'a été effectuée que pour les sous-populations pour lesquelles les données étaient de qualité suffisante pour obtenir des projections raisonnablement fiables.
- ^b Trajectoire courante des sous-populations fondée sur les taux de survie et la récolte courante (de 2002 à 2007), estimée par le taux de croissance démographique annuel (fini) ($\lambda \pm 1$ erreur-type) dans les cinq premières années de simulation. Les valeurs supérieures à 1 indiquent une croissance démographique, et les valeurs inférieures à 1, un déclin. Les taux courants se rapportent aux plus récentes estimations du taux de survie, du taux de reproduction et de l'effectif (N_2).
- ^c Résultats de l'analyse de viabilité des sous-populations (AVP), présentés sous la forme de la proportion de passages de modèle – simulations individuelles, réalisées avec le modèle RISKMAN – se soldant en un déclin de plus de 30 % après 36 ans de simulation (soit trois générations d'ours blancs, suivant la définition de la durée d'une génération établie par le COSEPAC [12 ans pour l'ours blanc, voir la section 5.1]), le nombre de simulations utilisées pour chaque sous-population étant de 2 500, ce qui permet d'obtenir une bonne distribution. La probabilité de déclin démographique converge sur un pourcentage unique sans erreur après passage d'un grand nombre de simulations ($> 1\ 000$), de sorte que la probabilité de déclin n'est pas assortie d'une estimation d'erreur. Voir la section 7.1 pour obtenir des précisions sur la manière dont les simulations ont été effectuées.
- ^d Taux de croissance démographique annuel (fini) ($\lambda \pm 1$ erreur-type) si la récolte est réduite à néant (application d'un moratoire sur la chasse). Ces simulations sont utiles parce qu'elles permettent de repérer les sous-populations dont le déclin est probablement inévitable, même en l'absence de récoltes.
- ^e La situation courante indique la tendance probable de chaque sous-population (en baisse, stable, en hausse) en date de 2008, selon la force probante de l'information disponible, soit : 1) la tendance observée de N_1 à N_2 ; 2) les simulations démographiques établissant le taux de croissance fini ainsi que les résultats de l'AVP (prenant en considération la récolte courante); 3) les conclusions des auteurs de la source principale des données, indiquée pour chacune des sous-populations.
- ^f La tendance démographique pour le détroit de Davis ne sera connue qu'au terme de l'analyse en cours des données de marquage-recapture recueillies sur trois ans (la collecte des données est terminée). Cependant, on sait déjà avec certitude que l'effectif est beaucoup plus élevé qu'on le pensait (Peacock *et al.*, 2006).
- ^g D'après les CTA et l'idée que la sous-population se serait accrue sous les anciens taux de récolte.
- ^h Plage estimative seulement.
- ⁱ Sous-estimation parce que la région couverte en 1979 (Schweinsburg *et al.*, 1982) diffère notablement de celle couverte pour l'estimation de 1998 (Taylor *et al.*, 2008b). La région couverte par Taylor *et al.* (2008b) est beaucoup plus grande et s'étend plus loin à l'ouest, au nord et au sud du détroit de Lancaster, mais exclut certaines portions du nord de la baie de Baffin prises en compte dans l'évaluation de Schweinsburg *et al.* (1982).
- ^j Stirling *et al.* (2007) concluent que la sous-population est demeurée stable, les estimations antérieures ayant sous-estimé son effectif. Les taux de survie des oursons de 1 an établis par Stirling *et al.* (2007) ayant été jugés comme étant des sous-estimations, on a eu recours à une procédure de méta-analyse pour les simulations : on a utilisé les estimations des taux de survie des oursons de 1 an du sud de la mer de Beaufort, sous-population adjacente (Regehr *et al.*, 2006; idem, 2007b; tableau 4). Les erreurs dans les estimations des taux de survie pourraient être dues à une hétérogénéité des données non modélisée.
- ^k Les estimations de l'effectif du sud de la baie d'Hudson rapportées par Obbard *et al.* (2007) sous-estiment de 70 à 110 ours l'effectif réel de la sous-population, selon ces auteurs.
- ^l À cause des taux de survie présentant une forte variabilité et apparemment irréalistes, la simulation démographique ne pouvait pas être fiable. Les trajectoires démographiques issues des simulations pourraient indiquer que la situation de la sous-population est pire qu'elle ne l'est en réalité si les taux de survie présentés par Obbard *et al.* (2007) sont des sous-estimations. À partir de ces données, Obbard *et al.* (2007) concluent que l'effectif de la sous-population est stable depuis le milieu des années 1980, mais qu'il pourrait subir un déclin dans le futur à cause de la détérioration observée de l'état corporel des individus, probablement associée aux changements climatiques.
- ^m Les simulations démographiques pour l'ouest de la baie d'Hudson ont été effectuées dans un cas (résultat du haut) avec les valeurs supérieures des taux de survie pour les classes d'âge 2-4 et ≥ 20 , présentées au tableau 5 et par Regehr *et al.* (2007a), et, dans l'autre cas (résultat du bas), avec leurs valeurs inférieures.
- ⁿ Somme des estimations les plus récentes des effectifs moyens de l'ensemble des sous-populations. La plage indiquée, approximative, est fondée sur les intervalles de confiance.
- ^o La récolte totale comprend les prises américaines et groenlandaises. La mortalité totale causée par l'être humain de 2002 à 2007 pour toutes les sous-populations se trouvant en tout ou en partie sur le territoire canadien a été estimée à 4,9 % par année en moyenne. Toutes les données de récolte sont tirées de la source d'information CTOB (2008).
- ^p Les données sur les taux de survie, de récolte et de reproduction indiquent que 4 des 13 sous-populations (ouest de la baie d'Hudson, sud de la mer de Beaufort, baie de Baffin et bassin de Kane), représentant environ 27,8 % des 15 000 ours blancs composant l'ensemble des sous-populations se trouvant sur le territoire canadien en tout ou en partie (sous-populations chevauchant le Groenland et les États-Unis), subissent probablement un rapide déclin. Quatre sous-populations (nord de la mer de Beaufort, sud de la baie d'Hudson, baie Norwegian et détroit de Lancaster) sont très probablement stables (taux de croissance [λ] proche de 1,0 [hausse ou baisse lentes]). Trois sous-populations (détroit du Vicomte-Melville, détroit de M'Clintock et golfe de Boothia) sont très probablement en hausse (13,5 % de la population totale). Les tendances ne sont pas connues pour le détroit de Davis, l'analyse des données n'étant pas terminée, ni pour le bassin de Foxe, les données étant insuffisantes (ces deux sous-populations représenteraient environ 29,4 % de la population totale). L'ensemble de ces données laisse penser que, globalement, la population canadienne d'ours blancs diminuerait lentement à l'heure actuelle.

La manière dont la mortalité causée par l'être humain interagit avec le réchauffement climatique et ses effets sur l'abondance des phoques et leur accessibilité est d'une grande importance pour la conservation des ours blancs. Les changements climatiques influenceront sur la mortalité causée par l'être humain au Canada peut-être surtout en accroissant les conflits entre ours et humains (Derocher *et al.*, 2004; Stirling et Parkinson, 2006). Comme le mentionne la section 6, les réductions de la disponibilité de nourriture pourraient accroître le stress nutritionnel des ours forcés de passer plus de temps sur la terre ferme, où vivent les humains. Ces dernières années, il y a eu accroissement des cas d'ours nuisibles dans les régions fortement touchées par le réchauffement climatique, notamment dans le sud de la mer de Beaufort (Schliebe *et al.* 2006) et dans l'ouest de la baie d'Hudson (McDonald *et al.*, 1997; Stirling *et al.*, 1999; Stirling et Parkinson, 2006), et l'existence d'une corrélation positive entre le réchauffement climatique et la mortalité causée par l'être humain peut constituer un grave problème. Stirling et Parkinson (2006) ont clairement montré que, dans la région de l'ouest de la baie d'Hudson, plus la dislocation de la glace survient tôt, plus il y a d'ours nuisibles dans l'année, et vice versa (voir la figure 4 dans Stirling et Parkinson [2006]). L'impression qu'il y a de plus en plus d'ours nuisibles a aussi souvent été exprimée par les participants inuits aux réunions du comité technique fédéral-provincial-territorial sur l'ours blanc (CTOB) ainsi que dans les recueils de CTA (voir la section 7). Dans certains cas, le nombre accru d'ours nuisibles peut être le signe d'une plus grande abondance d'ours, argument qui a d'ailleurs été présenté pour accroître les quotas de chasse pour presque chacune des sous-populations du Nunavut en 2005 (IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 2006); cependant, les meilleures données scientifiques dont on dispose indiquent plutôt que l'impression d'une plus grande abondance d'ours résulte en fait de la venue sur la terre ferme depuis la glace d'un plus grand nombre d'ours mal en point qui deviennent nuisibles, phénomène causé par la dislocation plus hâtive de la glace de mer (voir Stirling et Parkinson, 2006).

Observation importante, les résultats de modèles de simulation (section 7.1; tableau 6) laissent penser que, pour les sous-populations de l'ouest de la baie d'Hudson et du sud de la mer de Beaufort, toutes deux touchées par les effets des changements climatiques, même l'imposition d'un moratoire sur la chasse n'empêcherait pas la diminution des effectifs. Ces sous-populations ne sont plus viables avec leurs effectifs actuels. Actuellement, ce n'est probablement pas le cas de la plupart des sous-populations d'ours blancs du Canada (tableau 6), mais les statistiques démographiques pourraient changer dans le futur avec les changements de la disponibilité de glace.

6.3 Autres facteurs limitatifs

Comme il a été mentionné à la section 5.2, les ours blancs, comme tous les Ursidés, tuent et mangent des membres de leur propre espèce, la prédation intraspécifique pouvant constituer un facteur de régulation (c. -à-d. un facteur limitatif fonction de la densité) des populations d'ours blancs, d'ours bruns et d'ours noirs (Taylor, 1994). Ainsi, on pourrait s'attendre à une prédation intraspécifique plus fréquente quand les densités des sous-populations d'ours blancs sont relativement élevées. Il est peu probable que les effectifs actuels des sous-populations d'ours blancs approchent des abondances qui, du moins dans le passé, auraient été associées à la

capacité limite de la population. Cependant, on continue d'observer de la prédation intraspécifique, et les intensifications récentes possibles de la prédation intraspécifique (voir par exemple Amstrup *et al.*, 2006) laissent penser que, dans les régions les plus touchées par les changements climatiques, la capacité limite du milieu a été réduite pour les ours blancs. Cette hypothèse constitue une explication plausible du lien présumé entre le réchauffement climatique et l'accroissement des conflits entre ours blancs, et elle pourrait aussi expliquer les cas récents de conflit entre les humains et les ours blancs (section 6).

Depuis le milieu des années 1960, la recherche de nouvelles réserves énergétiques et minérales a provoqué une augmentation des activités industrielles dans l'Arctique. Dans des entrevues récentes visant à recueillir des CTA, des préoccupations concernant la perturbation des ours dans les zones de tanières, causée par le bruit ou des travaux de construction, ont été exprimées (Atatahak et Banci, 2001; Keith *et al.*, 2005). De plus, à cause des nouvelles activités qui se déroulent dans l'Arctique, plus d'ours pourraient être abattus pour la protection des personnes et des biens. Cependant, la principale menace que les activités industrielles font peser sur les ours blancs pourrait être les risques de contamination de l'environnement, particulièrement les déversements d'hydrocarbures de grande étendue. Les hydrocarbures sont extrêmement toxiques et peuvent tuer les ours, même en faibles quantités (Øritsland *et al.*, 1981; Stirling, 1990; Derocher et Stirling, 1991). Des simulations récentes de déversement d'hydrocarbures (Durner *et al.*, 2001) laissent penser qu'assez peu d'ours seraient exposés à des hydrocarbures au Canada (sud de la mer de Beaufort) en cas de déversement majeur issu des installations existantes, mais comme les changements climatiques rendent le bassin polaire plus accessible, on peut s'attendre à ce que la future activité industrielle dans l'archipel Arctique accroisse les risques d'exposition des ours aux hydrocarbures. D'importantes réserves de gaz naturel et de pétrole ont été découvertes et sont exploitables au Nunavut, notamment dans le bassin sédimentaire de Sverdrup ($3,3 \times 10^6$ barils de pétrole, et $17,4 \times 10^8$ pi³ de gaz naturel) (Drummond, 2006), qui chevauche les aires des sous-populations de la baie Norwegian, du détroit de Lancaster, du détroit du Vicomte-Melville, et du nord de la mer de Beaufort. On a aussi découvert des réserves de $2,3 \times 10^8$ pi³ de gaz naturel dans la baie de Baffin (Drummond, 2006). La poursuite de l'exploitation des réserves de $1,0 \times 10^7$ barils de pétrole et de $9,7 \times 10^8$ pi³ de gaz naturel de la mer de Beaufort et du delta du Mackenzie, dans les Territoires du Nord-Ouest (Drummond, 2006), constituerait aussi une menace pour la sous-population d'ours blancs du sud de la mer de Beaufort.

Ces dernières années, on a mesuré des concentrations importantes de divers contaminants (composés organochlorés et autres polluants organiques persistants) dans les tissus des ours blancs ou de leurs proies, particulièrement dans les tissus adipeux (voir par exemple Born *et al.* [1991], Norstrom *et al.* [1988, 1998], Norstrom et Muir [1994], Bernhoft *et al.* [1996], Letcher *et al.* [1995], Henriksen *et al.* [2001], Kucklick *et al.* [2002], Oskam *et al.* [2004], Wolkers *et al.* [2004], Smithwick *et al.* [2005], Muir *et al.* [2006]). Les effets de ces divers composés dans les tissus des ours blancs ou des phoques dont ils se nourrissent demeurent largement inconnus. Bien qu'on ait

trouvé dans certaines sous-populations d'ours blancs des corrélations entre les concentrations de contaminants et un dysfonctionnement de la fonction endocrinienne (Skaare *et al.*, 2001; Oskam *et al.*, 2004) et de la fonction immunitaire (voir par exemple Bernhoft *et al.* [2000], Skaare *et al.* [2002]. Lie *et al.* [2004, 2005]), et peut-être une altération de la composition minérale des os (Sonne *et al.*, 2004), on dispose de peu de preuves d'effets démographiques des contaminants sur l'espèce (Amstrup, 2003).

Les Inuits qu'on a questionnés au sujet des CTA ont récemment fait part de préoccupations concernant le fait que les études scientifiques dans lesquelles des ours sont immobilisés au moyen de drogues et d'hélicoptères ou capturés au moyen de motoneiges pourraient entraîner un déplacement des ours ou avoir des effets physiologiques à long terme néfastes (McDonald *et al.*, 1997; Atatahak et Banci, 2001; Dowsley et Taylor, 2006a; Dowsley, 2005). Cependant, la recherche ne constitue absolument pas un facteur limitatif pour les ours blancs. Messier (2000), après analyse de 3 237 manipulations d'ours effectuées de 1989 à 1997 à des fins de recherche, a conclu que les effets à long terme sur les ours blancs du marquage et de l'installation d'un collier émetteur sont largement négligeables en termes de dynamique des populations. Il n'en demeure pas moins qu'il arrive parfois que des ours soient tués accidentellement durant des travaux scientifiques. Dans le cas des ours manipulés à des fins de gestion ou d'études des populations, Messier (2000) a établi que le taux de mortalité moyen est de 1 ours pour 1 000 ours manipulés. Le risque de mortalité qu'il a établi dans le cas des protocoles de manipulation plus complexes associés aux études physiologiques est plus élevé (28 ours pour 1 000 ours manipulés).

Selon toute probabilité et d'ici peu, en raison du réchauffement climatique, le passage du Nord-Ouest (récemment considéré comme faisant partie des eaux intérieures canadiennes par le gouvernement du Canada) demeurera libre de glace durant de plus longues périodes, ce qui fait qu'il pourrait devenir une route maritime majeure. Ce passage raccourcirait de 4 000 km le trajet entre l'Europe et l'Extrême-Orient, par rapport au trajet passant par le canal de Panama. Les ours blancs vivant le long de cette nouvelle route maritime pourraient se trouver exposés à une circulation et à des niveaux de pollution qu'aucune sous-population d'ours blancs n'a encore connus. On ne sait pas de quelle façon ils réagiront aux effets cumulatifs associés à cette nouvelle situation.

7. TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

La présente section met à jour les résumés sur la situation des ours blancs présentés dans le rapport du COSEPAC précédent (COSEPAC, 2002). Elle repose en grande partie également sur les présentations des participants à la réunion de travail du groupe de spécialistes de l'ours blanc de la CSE de l'UICN (IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 2006), dont celles des rédacteurs du présent rapport pour ce qui est de la section 7.1, du tableau 6, et des résumés concernant les sous-populations du Nunavut. Les rédacteurs de ce rapport présentent également des CTA récemment colligées et de l'information présentée au cours des réunions du Comité technique fédéral-provincial-territorial sur l'ours blanc de 2006 et de 2007 (CTOB, 2006; idem, 2007).

La population mondiale d'ours blancs est estimée à quelque 20 000 à 25 000 individus, dont environ 15 500 appartiennent à des sous-populations dont les territoires se trouvent en tout ou en partie au Canada (tableau 6). Comme plusieurs sous-populations occupent plus d'un territoire national et sont gérées indépendamment par les pays concernés, il est difficile de bien cerner la dynamique de la population canadienne d'ours blancs, qui n'est pas une entité limitée au Canada (figure 2, section 3.3). Le tableau 6 indique pour les sous-populations l'estimation courante de l'effectif, la tendance passée (dans certains cas), la mortalité courante causée par l'être humain, et les trajectoires courantes estimées (le taux de croissance fini annualisé [λ]) et la projection de la tendance dans les cas où des données récentes sur l'effectif et des taux de survie et de reproduction le permettent. On y présente aussi l'estimation de λ en cas de récolte nulle pour chaque sous-population (c. -à-d. le taux estimé de croissance en cas de moratoire immédiat sur la chasse). Les projections de la tendance dans le futur (analyse de viabilité de la population [AVP]) et les estimations courantes de λ sont fondées sur des modèles de simulation effectués à l'aide de modèles démographiques stochastiques structurés selon l'âge et le sexe et utilisant l'information sur l'abondance, la reproduction (tableau 3), la récolte estimée pour les cinq dernières années, et les taux de survie estimés (tableaux 4 et 5), pour chacune des sous-populations. Les sections 7.2 à 7.14 présentent de l'information détaillée sur l'histoire récente et la situation de chacune des sous-populations canadiennes, accompagnée des sources des données figurant dans les tableaux 3 à 6.

7.1 Tableau sur la situation des sous-populations

Le tableau 6 présente les tailles estimées des sous-populations, les intervalles de confiance (IC) étant à 95 p. 100. Ces estimations sont fondées sur l'analyse des résultats de travaux de marquage-recapture, sauf indication contraire dans les notes de bas de page. Les années des collectes de données sont présentées pour fournir une indication de la fiabilité des estimations pour ce qui est de la taille courante des sous-populations. Dans les cas où on a trouvé plus d'une estimation des effectifs, les deux plus récentes sont présentées (N_1 et N_2). On doit toutefois souligner que l'existence d'une différence entre l'ancienne estimation et la récente ne signifie pas nécessairement qu'il y a eu augmentation ou diminution réelle de la sous-population :

elle peut être le fait d'une correction de l'ancienne estimation (consistant en une sous-estimation ou en une surestimation). La tendance passée des sous-populations que laisse entendre les valeurs d'abondance pertinentes mentionnées est indiquée comme étant en baisse, stable ou en hausse.

Pour la plupart des sous-populations, la récolte d'ours blancs est réglementée, la chasse étant de loin la plus importante cause de mortalité chez l'espèce. Dans la plupart des provinces et des territoires, on consigne le nombre total d'ours abattus par l'homme dans le cadre de la chasse sportive ou de subsistance, par accident ou pour la protection des personnes ou des biens. Le tableau 6 présente les moyennes sur cinq ans (de 2002 à 2007) des mortalités causées par l'être humain (récoltes) connues pour chaque sous-population.

Pour la plupart des sous-populations, on dispose d'estimations quantitatives récentes des effectifs et des taux de survie naturels, des taux de reproduction et des taux de mortalité causée par l'être humain pour déterminer leur taux de croissance fini courant ($\lambda \pm 1$ erreur-type) (sur les cinq premières années de simulation). Pour calculer le λ , on a entré les taux de naissance et de mortalité (avec leur incertitude) dans le modèle de simulation RISKMAN version 1.9005 (Taylor *et al.*, 2003). Les valeurs de λ supérieures à 1,0 indiquent une croissance démographique, et les valeurs inférieures à 1,0, un déclin démographique ($\lambda = 1,0$ indique une population stable). Les valeurs établies sont des estimations des tendances courantes des sous-populations, qui, dans certains cas, constituent des mises à jour de l'information sur les tendances qu'on peut tirer des estimations antérieures et courantes des effectifs. Ces valeurs constituent notre meilleure interprétation de la trajectoire à court terme actuelle des sous-populations. À titre de comparaison, pour chaque sous-population, le λ estimé avec moratoire sur la chasse est également présenté. Cette valeur révèle l'importance des prises dans la détermination des tendances démographiques actuelles ainsi que les situations où les changements climatiques ont pu influencer sur les taux de survie à un degré tel que les sous-populations subissent un déclin même sans la chasse. Par ailleurs, il faut savoir qu'on ne peut pas faire la moyenne des estimations de λ des diverses sous-populations (c.-à-d. pour obtenir le taux de croissance de la population canadienne entière) parce que, aux fins de gestion et de modélisation, on considère les sous-populations comme des unités démographiques distinctes, en excluant toute immigration de source externe et dynamique métapopulationnelle (Hanski et Gilpin, 1997).

Les rédacteurs du rapport ont aussi utilisé le modèle RISKMAN (Taylor *et al.*, 2003) pour estimer les probabilités de déclin futurs des sous-populations sur trois générations d'ours blancs (36 ans; voir la section 5.1). Le modèle de simulation et la documentation expliquant sa structure sont présentés à l'adresse <http://www.nrdpfc.ca/riskman/riskman.htm>. Le modèle d'analyse de viabilité des populations RISKMAN a été utilisé dans diverses publications récentes, dont celles de Dobey *et al.* (2005), McLoughlin *et al.* (2005), Wear *et al.* (2005), Clark et Eastridge (2006), et Howe *et al.* (2007).

Le modèle RISKMAN est conçu de manière à tenir compte dans ses simulations démographiques de l'incertitude liée à plusieurs éléments, dont l'erreur d'échantillonnage dans la taille initiale de la sous-population, la variance des paramètres démographiques (taux de survie, taux de reproduction, sex-ratio) due à la taille des échantillons et à la variation environnementale annuelle, et la stochasticité démographique. Ce modèle produit une distribution de résultats à l'aide de méthodes de Monte Carlo, puis utilise cette distribution pour estimer la taille de la population à un moment futur, le taux de croissance annuel fini moyen projeté de la population sur la période concernée, et la proportion de passages de modèle indiquant un déclin démographique de niveau prédéterminé par l'utilisateur. Les rédacteurs du rapport ont utilisé ce dernier résultat pour estimer la probabilité de persistance des sous-populations.

Dans les simulations, les rédacteurs du rapport ont traité la variance en répartissant la variance totale des paramètres démographiques selon un ratio de 3:1 entre variation due à l'échantillonnage et variation due à l'environnement (Taylor *et al.*, 2008a; idem, 2008b; idem, 2008c). Ils ont procédé ainsi parce qu'en ce qui concerne les variances des paramètres de reproduction, il n'est souvent pas possible de distinguer directement la composante de la variance associée à l'échantillonnage de celle associée à l'environnement. Les résultats des simulations laissent penser que l'erreur d'échantillonnage avait une incidence plus grande sur l'estimation de la viabilité de la population que l'erreur liée à l'environnement; dans les simulations, les rédacteurs du rapport ont donc accordé plus de poids à l'erreur d'échantillonnage de façon à obtenir des estimations de la viabilité des sous-populations plus prudentes. Toutefois, la pondération des erreurs liées à l'échantillonnage et à l'environnement n'avait qu'une faible incidence sur les résultats (voir Taylor *et al.*, 2008a; idem, 2008b; idem, 2008c).

Dans une simulation donnée, il pouvait y avoir rétablissement de la sous-population après réduction des effectifs, mais non après extinction. En outre, les simulations excluaient toute immigration ou émigration entre sous-populations. Étant donné qu'on a calculé les estimations de la probabilité de déclin en excluant toute dynamique métapopulationnelle (en particulier l'apport possible d'ours d'une sous-population dans une autre sous-population), les résultats sont dans l'ensemble probablement plus pessimistes qu'optimistes quant à l'atteinte du niveau de déclin prédéterminé.

Les simulations sont fondées sur des taux de survie et de reproduction qui ont été estimés au cours des dix dernières années, de sorte qu'elles prennent en compte les effets des changements climatiques jusqu'à aujourd'hui seulement. Le modèle RISKMAN ne prend pas en compte les effets du changement directionnel de l'environnement ou de l'habitat sur les paramètres démographiques. Ainsi, quelle que soit la durée de la période couverte par les simulations, les résultats ne valent que pour une évaluation de la situation des sous-populations dans le court terme.

Le résultat de l'AVP pour chaque sous-population est la proportion des 2 500 passages de modèle qui se soldent après 36 ans en un déclin d'au moins 30 p. 100 par rapport à la taille initiale de la sous-population. Le COSEPAC utilise actuellement cette valeur pour distinguer la catégorie « menacée » de la catégorie « espèce préoccupante » pour les unités désignables (annexe E3, Manuel des opérations et des procédures du COSEPAC, ébauche d'avril 2005); toutefois, comme il a été mentionné plus haut, étant donné que les effets des changements climatiques directionnels sur les taux de survie et de recrutement ne sont pas pris en compte, les résultats ne devraient être utilisés que pour interpréter les probabilités de déclin actuelles ou à court terme. De plus, chaque sous-population modélisée ne constitue pas en elle-même une unité désignable (voir la section 3.2). Il est à noter que les probabilités de persistance convergent sur un pourcentage unique sans erreur après passage d'un grand nombre de simulations (> 1 000), de sorte que la probabilité de déclin n'est pas assortie d'une estimation d'erreur.

Les entrées requises pour le modèle étaient les paramètres suivants, assortis de leur erreur-type : taux de survie annuels naturels et/ou globaux (stratifiés par âge et par sexe selon les données disponibles; tableaux 4 et 5), taux de récolte stratifiés en cas de non-utilisation des taux de survie globaux (les rédacteurs du rapport ont utilisé les moyennes sur cinq ans; tableau 6), données sur la reproduction (âge à la première reproduction, taux de production de portées selon l'âge pour les ourses non gravides en âge de se reproduire [c.-à-d. les ourses sans oursons et celles dont les oursons sont âgés d'au moins deux ans], et taille des portées; tableau 3), et abondance (tableau 6). Les rédacteurs du présent rapport ont également utilisé les taux de survie globaux (tableau 4) seulement lorsque leurs estimations étaient très récentes et comprenaient donc les taux de récolte courants (c'est-à-dire ceux entrant dans la moyenne quinquennale pour la période de 2002 à 2007; tableau 6). Pour les sous-populations dont les données de récolte ont connu des changements depuis que des données sur les taux de survie sont recueillies, la modélisation a été effectuée sur la base des taux de survie naturels estimés (tableau 5) dont ils ont soustrait les taux de mortalité par la chasse stratifiés selon l'âge et le sexe courants.

La répartition par âge courante de toutes les sous-populations était biaisée vers les femelles, probablement à cause de la récolte de mâles. Pour obtenir des estimations prudentes, dans toutes les simulations, les rédacteurs du rapport ont utilisé comme répartition initiale par âge et par sexe la répartition par âge stable attendue au taux de récolte annuel prévu (en initialisant la sous-population à la répartition par âge stable, ils ont obtenu des résultats plus prudents que ceux obtenus avec les simulations initialisées à la répartition par âge courante).

7.2 Sud de la mer de Beaufort

La sous-population d'ours blancs du sud de la mer de Beaufort chevauche les territoires canadien et américain (Alaska). Du côté canadien de la frontière, les prises historiques ont été assez faibles. La sous-population a fait l'objet d'une chasse intensifiée à la fin des années 1950 à cause d'une augmentation du prix des fourrures (Usher, 1976); cependant, vers le milieu des années 1970, on ne comptait plus que des prises occasionnelles faites par des chasseurs d'Aklavik et d'Inuvik à la recherche d'autres espèces (Usher, 1976). Les chasseurs de Tuktoyaktuk se rappellent que des membres de leur collectivité ont aussi chassé l'ours blanc à cette époque (Frank Pokiak, président, Conseil inuvialuit de gestion du gibier, lettre du 19 janvier 2007 adressée au Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC). La région du cap Bathurst a été décrite comme étant une importante zone de chasse à l'ours blanc (Usher, 1976).

Au début des années 1980, des individus munis d'un collier émetteur ont été pistés depuis la portion canadienne du sud de la mer de Beaufort jusque dans l'est de la mer des Tchoukches en Alaska (Amstrup *et al.*, 1986; Amstrup et DeMaster, 1988). Selon les données télémétriques et les réobservations d'individus marqués, les ours du sud de la mer de Beaufort constituent une population délimitée à l'est par une frontière passant entre Paulatuk et l'île Ballie, dans les Territoires du Nord-Ouest (Canada), et à l'ouest par une frontière passant près du cap Icy, en Alaska (Amstrup *et al.*, 1986; Amstrup et DeMaster, 1988; Stirling *et al.*, 1988). La reconnaissance que cette population se trouve partagée entre le Canada et l'Alaska a suscité la création du *Polar Bear Management Agreement for the Southern Beaufort Sea* (accord de gestion des ours blancs du sud de la mer de Beaufort). Cet accord entre les chasseurs inupiat d'Alaska et les chasseurs inuvialuit du Canada a été ratifié par les deux parties en 1988. L'accord renferme des dispositions visant la protection des ours en tanière et des ours avec oursons, et dispose que la récolte annuelle soutenable dans le sud de la mer de Beaufort doit être partagée entre les deux parties. En outre, l'accord prévoit que les quotas de chasse doivent être révisés annuellement à la lumière de la meilleure information scientifique existante (Treseder et Carpenter, 1989; Nageak *et al.*, 1994). Dans leur évaluation de l'efficacité de l'accord après ses dix premières années d'existence, Brower *et al.* (2002) ont conclu que, globalement, il a réussi à faire en sorte que la récolte totale et la récolte de femelles adultes ne dépassent pas les niveaux de prises soutenables établis.

Amstrup *et al.* (1986) ont estimé que la sous-population du sud de la mer de Beaufort comptait environ 1 800 ours en 1983 (fourchette de 1 300 à 2 500 individus). Les travaux de marquage-recapture et de radiotélémétrie se sont poursuivis presque annuellement jusqu'à aujourd'hui. Des modèles de marquage-recapture appliqués aux données recueillies de 2001 à 2006 laissent penser qu'il y avait 1 526 ours blancs (IC à 95 p. 100 : de 1 211 à 1 841) dans la région en 2006 (Regehr *et al.*, 2006).

Des taux de survie et de recrutement ont récemment été établis pour les ours du sud de la mer de Beaufort (Regehr *et al.*, 2006; idem, 2007b; CTOB, 2007; tableaux 3 à 5). Vu la récolte d'ours actuellement effectuée des côtes canadien et américain du sud de la mer de Beaufort, la population est probablement en déclin à l'heure actuelle (tableau 6). Et même si la récolte était réduite à néant, la probabilité que la population continue de diminuer demeurerait élevée (tableau 6).

7.3 Nord de la mer de Beaufort

Des études sur les ours blancs du nord de la mer de Beaufort ont été effectuées régulièrement dans le cadre de programmes de télémétrie et de marquage-recapture depuis le début des années 1970 (Stirling *et al.*, 1975; idem, 1988; DeMaster *et al.*, 1980; Lunn *et al.*, 1995). Les résultats ont indiqué qu'il existait deux sous-populations distinctes dans la mer de Beaufort, l'une dans le nord et l'autre dans le sud, et non pas une seule comme on l'a d'abord pensé (Stirling *et al.*, 1988; Amstrup, 1995; Taylor et Lee, 1995; Bethke *et al.*, 1996). Une estimation présumée non biaisée de l'effectif du nord de la mer de Beaufort s'élevant à 1 200 ours blancs a été réalisée à la fin des années 1980 (Stirling *et al.*, 1988). Après avoir révisé cette estimation assez ancienne et effectué une estimation de l'effectif actuel, Stirling *et al.* (2007) ont conclu que la sous-population est actuellement stable. Des analyses récentes, dans lesquelles on a utilisé des données de pistage satellitaire de femelles ainsi que de nouvelles techniques de modélisation spatiale, montrent que la frontière entre les sous-populations du nord et du sud de la mer de Beaufort pourrait devoir être révisée : il faudrait probablement accroître l'aire occupée par les ours de la sous-population du nord de la mer de Beaufort et réduire celle occupée par la sous-population du sud (Amstrup *et al.*, 2004).

Dans le nord de la mer de Beaufort, la chasse à l'ours blanc a été surtout pratiquée dans la région du golfe d'Amundsen (Usher, 1976; Farquharson, 1976), mais la côte ouest de l'île Banks et la glace de mer connexe constituent aussi un territoire de chasse à l'ours blanc important pour les chasseurs inuits (Usher, 1976). Peu de CTA sur la situation de l'ours blanc dans la région ont été recueillies, mais elles corroborent cette information. Lors d'une entrevue réalisée en 2001 dans le cadre du projet d'histoire orale de Paulatuq, un chasseur aîné a laissé entendre que la population de la région avait été stable au cours des 30 dernières années (Parcs Canada, 2004).

La tendance de cette sous-population, estimée à 980 individus (IC à 95 p. 100 : de 825 à 1 135), est considérée comme stable par Stirling *et al.* (2007). Les taux de survie rapportés pour certains groupes d'âge sont excessivement bas (p. ex. ceux des oursons âgés de 1 an sont d'environ la moitié de ceux des jeunes de l'année) et varient (des taux aussi bas n'ont jamais été rapportés dans la documentation scientifique; tableau 4), ce qui fait qu'on ne peut effectuer de simulations à partir des seules données du nord de la mer de Beaufort (tableau 6). Les taux de survie plus bas que prévus sont probablement attribuables à une hétérogénéité des données de capture non modélisée.

7.4 Détroit du Vicomte-Melville

La chasse à l'ours blanc n'est pratiquée régulièrement dans le détroit du Vicomte-Melville que depuis les 30 dernières années. Farquharson (1976) a rapporté que, depuis le milieu des années 1970, les chasseurs de la région de Holman ont étendu leur territoire de chasse aux côtes ouest et nord de l'île Victoria, jusqu'à la baie Glenelg. Parallèlement, les Inuits de Cambridge Bay ont commencé à se rendre par voie terrestre ou aérienne dans le nord de l'île Victoria pour chasser l'ours blanc. Vu cet intérêt accru pour la chasse à l'ours blanc du détroit du Vicomte-Melville, le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest a établi des quotas de chasse dans les années 1970. À cette époque, la taille et la productivité de la sous-population étaient surestimées. La densité d'ours blancs dans le détroit du Vicomte-Melville est plus faible que dans d'autres régions en raison des grandes étendues de glace pluriannuelle et des faibles densités de phoques annelés (Kingsley *et al.*, 1985). La surestimation des effectifs d'ours blancs au moment de l'instauration des quotas a entraîné une forte surexploitation des ours de la région au cours des années 1980 et au début des années 1990 (p. ex. la moyenne des prises pour la période de 1985 à 1990 a été de 19,6 ours par année; Taylor *et al.*, 2002).

Un moratoire sur la chasse a été promulgué en 1994-1995 pour une période de cinq ans. La chasse a été rouverte en 1999-2000, avec un quota annuel de quatre ours. En 2004-2005, le quota annuel a été porté à sept ours par année (quatre ours pour les Territoires du Nord-Ouest et trois pour le Nunavut) pour satisfaire les chasseurs des deux côtés de la nouvelle frontière territoriale. Les effectifs d'ours blancs de la sous-population du détroit du Vicomte-Melville auraient dû s'accroître avec le renforcement des quotas (tableau 6); cependant, la sous-population demeure aussi peu nombreuse que par le passé, et la dernière estimation de son effectif commence à dater.

Une étude quinquennale de télémétrie satellitaire et de marquage-recapture sur les déplacements des ours et la taille de la sous-population a été achevée en 1992 (Messier *et al.*, 1992; idem, 1994; Taylor *et al.*, 2002). Les limites géographiques actuelles de la sous-population sont établies sur la base des déplacements observés d'ourses munies d'un collier émetteur satellitaire et des déplacements d'ours marqués à l'intérieur et à l'extérieur de la zone de l'étude (Bethke *et al.*, 1996; Taylor *et al.*, 2001). L'estimation de l'effectif établie à 215 ours (erreur-type = 58) en 1996 qui a été publiée par Taylor *et al.* (2002) était fondée sur l'estimation de 1993 et une simulation de la croissance de la population pour les trois années subséquentes. Le réchauffement climatique favorisera probablement les ours blancs du détroit du Vicomte-Melville (du moins à court terme) en accroissant l'abondance et l'accessibilité des phoques par suite de la réduction des quantités de glace de mer pluriannuelle.

7.5 Baie Norwegian

La sous-population de la baie Norwegian est délimitée par de la glace pluriannuelle à l'ouest, des îles situées au nord, à l'est et à l'ouest, et des polynies au sud (Taylor *et al.*, 2001; Taylor *et al.*, 2008b). Selon des données de marquage-recapture et le pistage satellitaire d'ours adultes, il semble que la plupart des ours se concentrent le long des crevasses de marée et des crêtes qui se forment dans la glace côtière des régions nord, est et sud de la baie Norwegian (Taylor *et al.*, 2001). À cause de la prépondérance de la glace pluriannuelle dans la majeure partie du centre et de l'ouest de la baie, les densités de phoques annelés y sont faibles (Kingsley *et al.*, 1985), ce qui se traduit par une faible densité d'ours blancs. Les chasseurs de Grise Fiord ont rapporté de fortes concentrations d'ours blancs dans la baie Norwegian au début des années 1970 (Riewe, 1976), mais l'estimation courante (de 1993 à 1997) de la sous-population, fondée sur des données inédites, ne s'élève qu'à 190 ours (erreur-type = 48,1; Taylor *et al.*, 2008b). Pour le calcul des estimations des taux de survie (tableaux 4 et 5) dans la baie Norwegian, on a utilisé ensemble les données du détroit de Lancaster et de la baie Norwegian parce que le nombre d'ours capturés dans la baie Norwegian était trop faible pour établir des estimations fiables et qu'il s'agit de deux sous-populations adjacentes (Taylor *et al.*, 2008b). La sous-population de la baie Norwegian présente un risque de déclin élevé (tableau 6) à cause de son taux de reproduction relativement bas (tableau 3) et de son faible effectif; cependant, le réchauffement climatique favorisera probablement la sous-population (du moins à court terme) en accroissant l'abondance et l'accessibilité des phoques. Le quota de chasse annuel pour la sous-population de la baie Norwegian a été réduit à quatre ours (trois mâles et une femelle) en 1996 et est encore à ce niveau aujourd'hui. La population est probablement stable à l'heure actuelle, mais il n'est pas du tout certain qu'elle le demeurera.

7.6 Détroit de Lancaster

La zone centrale et orientale du territoire occupé par la sous-population du détroit de Lancaster est caractérisée par une forte productivité et donc par des densités élevées de phoques annelés et d'ours blancs (Schweinsburg *et al.*, 1982; Kingsley *et al.*, 1985; Welch *et al.*, 1992). Les chasseurs inuits de Resolute, Grise Fiord et Arctic Bay chassent l'ours blanc dans le détroit de Lancaster depuis toujours (Brody, 1976; Riewe, 1976). Le tiers occidental de cette région (à l'est du détroit du Vicomte-Melville) est dominé par une glace pluriannuelle et une productivité biologique apparemment faible, d'où les faibles densités de phoques annelés (Kingsley *et al.*, 1985). Au printemps et à l'été, les densités d'ours blancs sont faibles dans ce secteur; cependant, quand survient la débâcle, les ours s'y rendent pour estiver sur la glace pluriannuelle.

Des données de marquage-recapture et des données sur les déplacements d'ours adultes munies d'un collier émetteur satellitaire ont été recueillies pour la sous-population du détroit de Lancaster (Taylor *et al.*, 2001; idem, 2008b). L'estimation courante de l'effectif, qui s'élève à 2 541 ours (erreur-type = 391), est fondée sur une analyse des données de marquage-recapture recueillies jusqu'en 1997 (Taylor *et al.*, 2008b). Cette estimation donne un effectif bien supérieur à l'effectif de $1\ 031 \pm 236$ ours (moyenne \pm IC à 95 p. 100) pour 1979, publié par Schweinsburg *et al.* (1982); cependant, étant donné les différences importantes quant aux délimitations des zones couvertes par Schweinsburg *et al.* (1982) et Taylor *et al.* (2008b), on peut difficilement comparer les estimations. En effet, Schweinsburg *et al.* (1982) ont couvert une région beaucoup plus petite qui s'étendait jusque dans le nord de la baie de Baffin, que celle couverte par Taylor *et al.* (2008b), présentée à la figure 2. Des taux de survie récents ont été établis par Taylor *et al.* (2008b) pour les ours blancs du détroit de Lancaster. Il faut toutefois souligner que les taux de survie similaires pour le détroit de Lancaster et la baie Norwegian ont été groupés par Taylor *et al.* (2008b) pour réduire au minimum les erreurs d'échantillonnage (tableaux 4 et 5).

7.7 Détroit de M'Clintock

Les limites géographiques actuelles de la sous-population du détroit de M'Clintock sont fondées sur la récupération d'ours marqués et les déplacements de femelles adultes munies d'un collier émetteur satellitaire dans les alentours du détroit (Taylor et Lee, 1995; Taylor *et al.*, 2001). Ces limites semblent être déterminées par la présence de grosses îles à l'est et à l'ouest, du continent au sud et de glace pluriannuelle dans le détroit du Vicomte-Melville au nord. Une étude de marquage-recapture d'une durée de six ans réalisée au milieu des années 1970 a couvert la majeure partie de la région (Furnell et Schweinsburg, 1984). Une estimation s'élevant à 900 ours a été tirée des données recueillies à l'intérieur des limites proposées pour la sous-population du détroit de M'Clintock à partir des résultats de Furnell et Schweinsburg (1984), qui avaient établi un effectif estimé de 1 100 individus pour une région chevauchant le détroit de M'Clintock et le golfe de Boothia. Après publication de l'étude, les chasseurs locaux ont indiqué que la sous-population comptait probablement moins de 900 individus; le Comité technique fédéral-provincial-territorial sur l'ours blanc a alors accepté la recommandation de réduire l'estimation à 700 ours (M.K. Taylor, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut), estimation qui aurait valu pour 1978 (dernière année du programme d'échantillonnage de Furnell et Schweinsburg). Cette estimation ne comporte pas d'intervalles de confiance précis.

Après la réalisation d'un inventaire de la sous-population réalisé par marquage-recapture au printemps de 2000, on a estimé l'effectif de la sous-population d'alors à seulement 284 ours (erreur-type = 59,3; Taylor *et al.*, 2006a). La récolte légale de 34,0 ours par année en moyenne dans le détroit de M'Clintock pour la période de 1979 à 1999 n'était donc pas clairement soutenable. Le gouvernement du Nunavut a imposé un moratoire sur la chasse pour les saisons de chasse 2001-2002 et 2002-2003. Le quota annuel actuel pour le détroit de M'Clintock est de trois ours, et la sous-population s'accroît probablement maintenant (tableau 6), mais demeure en péril du fait de sa petite taille.

Les données scientifiques indiquant une faible abondance d'ours blancs dans le détroit de M'Clintock à cause d'une surexploitation sont corroborées par les CTA. Récemment, les chasseurs de Gjoa Haven ont rapporté que le nombre d'ours blancs à proximité de la collectivité a diminué au cours des 30 dernières années (Keith *et al.*, 2005). On a aussi rapporté une réduction d'effectifs dans les îles de la Royal Geographical Society, la baie Pasley, le nord de l'île du Roi-Guillaume, l'île Gateshead, le détroit de Larsen, et le détroit de M'Clintock lui-même (Atatahak et Banci, 2001). Selon les Inuits, il n'y aurait plus d'ours blancs dans la région du golfe de la Reine-Maud (Keith *et al.*, 2005). Les chasseurs inuits signalent aussi qu'il y a une baisse du nombre de mâles adultes dans le détroit de M'Clintock, de gros mâles étant cependant observés plus au nord (Atatahak et Banci, 2001; Keith *et al.*, 2005). Cette observation paraît refléter l'existence d'une chasse relativement forte prélevant plus de mâles que de femelles. En outre, depuis peu, le nord du détroit de M'Clintock est pour les chasseurs de Gjoa Haven le lieu de prédilection pour la chasse à l'ours blanc (Keith *et al.*, 2005).

En plus du niveau de récolte non soutenable, les altérations récentes de l'habitat et les perturbations anthropiques sont, selon les Inuits, d'autres facteurs expliquant la baisse de l'effectif dans le détroit de M'Clintock (Keith *et al.*, 2005). Parmi les altérations de l'habitat signalées, on compte la disparition récente de la glace pluriannuelle et des icebergs; cependant, en pouvant être favorable aux phoques annelés, ce changement pourrait ne pas être nécessairement défavorable aux ours blancs. Les perturbations anthropiques, comme la construction d'inuksuit et de stations du réseau d'alerte avancée, ainsi que le bruit causé par les aéronefs et les motoneiges seraient aussi responsables de la faible densité d'ours blancs autour de Gjoa Haven (Keith *et al.*, 2005).

7.8 Golfe de Boothia

Les limites de la région occupée par la sous-population du golfe de Boothia ont été en très grande partie établies sur la base des déplacements d'ours marqués (Taylor et Lee, 1995), des déplacements d'ourses munies d'un collier émetteur dans le golfe de Boothia et les environs (Taylor *et al.*, 2001), et d'information obtenue auprès des chasseurs inuits concernant la manière dont les conditions locales influent sur les déplacements des ours blancs. La distinction entre la sous-population du golfe de Boothia et celle du détroit de M'Clintock a cependant été récemment remise en question par les chasseurs inuits (Keith *et al.*, 2005), et des analyses génétiques récentes (Saunders, 2005) laissent croire en l'existence d'importants échanges entre les deux sous-populations.

Par rapport à son niveau passé, la chasse s'est intensifiée dans le golfe de Boothia au cours des années 1970 (Brice-Bennett, 1976); cependant, contrairement à la situation observée dans le détroit du Vicomte-Melville et le détroit de M'Clintock, le premier quota établi par le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest pour le golfe de Boothia était probablement inférieur à la récolte maximale soutenable. Les chasseurs locaux ont rapporté que la sous-population s'est accrue durant les années 1980, l'effectif de 1978 estimé à partir des résultats de Furnell et Schweinsburg (1984) s'élevant à environ 300 ours (selon les données se rapportant à la portion du golfe de Boothia comprise dans leur étude). En tenant compte des connaissances inuites, des lacunes des échantillonnages passés et des connaissances accrues concernant les densités d'ours blancs dans d'autres régions, on avait estimé provisoirement la sous-population à 900 ours dans les années 1990 dans le golfe de Boothia (M.K. Taylor, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut). Après la réalisation d'un inventaire par marquage-recapture au printemps de 2000, on a estimé la sous-population à 1 528 ours (erreur-type = 285; Taylor *et al.*, 2008c). Les taux de recrutement et de survie estimés (tableaux 3, 4 et 5) paraissaient relativement élevés. Il appert que la sous-population s'accroît (tableau 6). En 2005, les quotas de chasse ont été augmentés par le gouvernement du Nunavut à 74 ours par année. Les taux de succès de la chasse sont élevés, mais cela ne nous renseigne pas réellement sur la situation de la sous-population (communication personnelle de Kotierk [2005]).

7.9 Bassin de Foxe

D'après les résultats de douze années d'études de marquage-recapture, de pistage d'ourses munies d'un collier émetteur classique et de pistage satellitaire d'ourses adultes dans l'ouest et le sud de la baie d'Hudson, la sous-population du bassin de Foxe consisterait en une unité démographique occupant le bassin de Foxe, le nord de la baie d'Hudson et la portion occidentale du détroit d'Hudson (Taylor et Lee, 1995). Durant la saison d'eau libre, les ours se concentrent sur l'île Southampton et le long du littoral de la baie Wager, mais on en trouve aussi en nombre important sur les îles et dans les zones côtières dans l'ensemble de la région du bassin de Foxe. Crête *et al.* (1991) ont observé relativement peu d'ours de cette sous-population sur le littoral du Québec durant la saison d'eau libre. Une estimation de l'effectif total s'élevant à 2 119 ours (erreur-type = 349) a été établie en 1996 (M.K. Taylor, ministère de

l'Environnement, gouvernement du Nunavut, données inédites) à partir d'une analyse de données de biomarquage à la tétracycline et recapture (Taylor et Lee, 1994; M.K. Taylor, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut, données inédites). Le marquage a été réalisé pendant la saison d'eau libre dans l'ensemble de la région. On pense que cette estimation de l'effectif était précise, mais elle date aujourd'hui. Des simulations laissent penser que les quotas de chasse en vigueur avant 1996 ont fait passer la sous-population d'environ 3 000 individus, effectif estimé du début des années 1970, à quelque 2 100 ours de 1996. On a abaissé les niveaux de prise au Nunavut en 1996 pour permettre le rétablissement de la sous-population, en supposant que les prises n'allaient pas augmenter au Québec.

Les CTA récentes laissent entendre que la sous-population du bassin de Foxe s'est accrue depuis 1996 (McDonald *et al.*, 1997). Par exemple, sur l'île Southampton, il n'est plus rare que les chasseurs atteignent leur quota en quelques jours (McDonald *et al.*, 1997). Cependant, pour la région d'Ivujivik, les CTA indiquent une baisse des effectifs. Pour expliquer cette observation, on a avancé l'hypothèse que les courants océaniques sont aujourd'hui plus faibles dans la région, ce qui ferait que les ours se répartiraient plus également sur la glace au milieu de l'hiver au lieu de se rassembler à l'embouchure du détroit d'Hudson (McDonald *et al.*, 1997). D'après consultations auprès des collectivités autochtones, le Nunavut a augmenté en 2004 le quota de prises sur la base d'une sous-population de 2 300 ours (quota de 109 ours par année). Des pourparlers de cogestion sont en cours avec le Québec.

Les effets des changements climatiques sur la sous-population du bassin de Foxe n'ont pas été évalués scientifiquement. Les analyses futures pourraient détecter des incidences néfastes des changements climatiques sur les ours blancs de la sous-population du bassin de Foxe, étant donné que ce dernier se trouve juste au nord de l'ouest de la baie d'Hudson et qu'on y observe des débâcles hâtives similaires à celles observées dans le reste de la baie d'Hudson.

7.10 Ouest de la baie d'Hudson

La répartition, l'effectif et les limites de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson sont étudiés depuis la fin des années 1960 (voir par exemple Stirling *et al.* [1977], Derocher et Stirling [1990, 1992, 1995a, 1995b], Taylor et Lee [1995], Lunn *et al.* [1997, 2006]). À tout moment dans cette période, de 60 p. 100 à 80 p. 100 des adultes étaient marqués, et on dispose de données exhaustives issues des études de marquage-recapture et des récupérations de marques d'ours tués par les chasseurs inuits, ainsi que du Polar Bear Alert Program (programme d'alerte à l'ours blanc) du gouvernement du Manitoba. La sous-population paraît géographiquement isolée durant la saison d'eau libre, mais elle se mêle à celles du sud de la baie d'Hudson et du bassin de Foxe sur la glace de mer de la baie d'Hudson durant l'hiver et le printemps (Stirling *et al.*, 1977; Derocher et Stirling, 1990; Stirling et Derocher, 1993; Taylor et Lee, 1995).

Les CTA d'aînés inuits concernant les ours blancs de l'ouest de la baie d'Hudson ont été récemment colligées par Nirlungayuk (2008). Selon Nirlungayuk (2008), les ours blancs sont beaucoup plus abondants dans cette région qu'ils ne l'étaient dans le passé (c'est-à-dire qu'il y a 50 ans ou plus), et cela pourrait être dû aux aliments supplémentaires que les ours trouvent dans les déchets entourant Churchill. Par exemple, avant l'accroissement de la population humaine à Churchill dans les années 1940, les endroits où l'on avait le plus de chances de faire une prise étaient les régions proches de la baie Wager, de l'île Southampton et de l'île Coates; après l'entrée en vigueur de la réglementation sur la chasse à l'ours blanc, les personnes qui voulaient être assurées d'une prise n'avaient qu'à se rendre au sud d'Arviat. L'observation de tanières d'ours blancs en bateau dans l'ouest de la baie d'Hudson était rare dans le passé, mais, aujourd'hui, il y a beaucoup d'ours dans la région. Contrairement à ce que les scientifiques ont établi au terme de leur réévaluation de l'abondance de l'espèce (voir plus bas), les Inuits de la côte ouest de la baie d'Hudson ont récemment rapporté qu'ils voyaient plus d'ours blancs, ce qu'ils interprètent comme la preuve d'un accroissement des effectifs (McDonald *et al.*, 1997; Dowsley et Taylor, 2006b). On a rapporté que les ours blancs sont nombreux à Chesterfield Inlet en septembre, et que leur nombre augmente dans la région depuis 1988. Il y a des ours depuis plusieurs années près d'Arviat de septembre à décembre, mais leur nombre s'est récemment accru selon les CTA, particulièrement en septembre.

Selon les Inuits, les ours blancs sont un danger dans la région, et leur nombre, anormalement élevé selon certains, constitue un problème (Nirlungayuk, 2008). Les rencontres d'ours dans la région ont augmenté au cours des années 1970 et 1980; depuis les années 1980, les autorités d'Arviat avertissent les chasseurs de ne pas sortir seuls à cause du danger que présentent les ours. La Nunavut Tunngavik Incorporated (NTI) a récemment travaillé avec cinq chasseurs expérimentés de collectivités de l'ouest de la baie d'Hudson à la réalisation d'une série d'entrevues et d'un atelier (NTI, 2005). L'analyse finale et le rapport ne sont pas terminés, mais les CTA recueillies indiquent qu'il y a eu accroissement du nombre d'ours dans la région d'Arviat depuis les années 1970, et autour de Whale Cove et de Rankin Inlet depuis les années 1980. Le phénomène a aussi été observé par les Inuits de Chesterfield Inlet. À Arviat, l'accroissement d'ours récent a été noté durant toutes les saisons, sauf en hiver, tandis que les Inuits d'autres régions ont noté un accroissement durant toutes les saisons. Dans la région de Chesterfield Inlet, des groupes d'ours blancs (rassemblements) ont été observés récemment, phénomène apparemment rare par le passé.

Au cours des 30 dernières années, l'état des adultes et la proportion d'ours indépendants âgés de 1 an pris durant la saison d'eau libre ont décliné de façon importante dans l'ouest de la baie d'Hudson (Derocher et Stirling, 1992; *idem*, 1995b; Stirling et Lunn, 1997; Stirling *et al.*, 1999; N. Lunn et I. Stirling, données inédites présentées au IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 2006). Dans la même période, la date moyenne de la dislocation de la glace de mer a été devancée de trois semaines (Stirling *et al.*, 1999; *idem*, 2004; Ferguson *et al.*, 2005) (section 6.1), probablement à cause de la hausse des températures de l'air au printemps. Stirling *et al.* (1999) ont observé que plus la débâcle survient tôt, plus la détérioration de l'état des femelles

adultes est importante. Les Inuits sont bien au fait du changement des conditions de glace dans l'ouest de la baie d'Hudson (Nirlungayuk, 2008).

L'estimation scientifique la plus récente de l'effectif d'ours blancs de l'ouest de la baie d'Hudson a été effectuée par Regehr *et al.* (2007a). Ces derniers montrent que la sous-population est passée de 1 194 individus (IC à 95 p. 100 = 1 020–1 368) à 935 individus (IC à 95 p. 100 = de 794 à 1 076) de 1987 à 2004, ce qui représente une baisse d'environ 22 p. 100. Le déclin progressif de l'état et des taux de survie des oursons, des subadultes et des ours âgés de 20 ans ou plus est probablement à l'origine du déclin de la taille de la sous-population. On pense que, à partir du moment où la sous-population a commencé à décliner, le taux de récolte habituel est devenu excessif, sa contribution à la réduction de la taille de la sous-population s'étant accrue de 1988 à 2004. Le sex-ratio de 2 mâles pour 1 femelle dans la récolte effectuée dans l'ouest de la baie d'Hudson a fait que le sex-ratio de la sous-population est de 58 p. 100 de femelles et 42 p. 100 de mâles (Derocher *et al.*, 1997).

Au cours de l'été 2007, le gouvernement du Nunavut a effectué un relevé des ours présents entre Churchill et Chesterfield Inlet, fondé sur la technique de marquage-recapture, afin de vérifier s'il y avait effectivement beaucoup d'ours le long de la côte du Kivalliq durant l'été, comme le laissaient entendre les CTA (Peacock et Taylor, 2007). Ce relevé a couvert les régions où les ours seraient de plus en plus communs selon les CTA. Au total, 25 ours ont été capturés durant le relevé, effectué sur trois jours. La proportion d'ours marqués dans l'échantillon d'ours capturés ($p = 0,46$, erreur-type = 0,11) a été plus faible (différence statistiquement non significative toutefois) que la proportion d'ours marqués dans l'échantillon d'ours capturés par le Service canadien de la faune (SCF) ($p = 0,59$, erreur-type = 0,01). La puissance statistique de cette analyse était faible. Les résultats laissent penser que le nombre réel d'ours blancs dans l'ouest de la baie d'Hudson et les taux de survie annuels pourraient être légèrement, mais non significativement, supérieurs (à cause d'une hétérogénéité non modélisée) aux valeurs estimées par Regehr *et al.* (2007a). Peacock et Taylor (2007) recommandent qu'à l'avenir les équipes de capture du SCF aillent aussi capturer des ours au nord d'Arviat pour couvrir l'ensemble de la région où les individus estivent, mais ils ne contestent pas les conclusions de Regehr *et al.* (2007a).

Les changements climatiques, combinés à la récolte excessive, sont les principales menaces pesant sur la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson. On pense que la sous-population décroît rapidement (tableau 6), de telle sorte qu'il est proposé que le quota de chasse dans l'ouest de la baie d'Hudson soit réduit à 8 ours blancs pour la saison de chasse 2008–2009.

7.11 Sud de la baie d'Hudson

Les Inuits qui chassent les ours blancs de la sous-population du sud de la baie d'Hudson ont rapporté qu'il y a plus d'ours dans la région qu'il n'en avait dans le passé (McDonald *et al.*, 1997). Les îles de l'est de la baie d'Hudson n'abritaient apparemment pas d'ours blancs il y a 50 ans, et l'espèce était rare autour d'Inukjuak, son apparition y étant récente (McDonald *et al.*, 1997). De même, on tuait rarement des ours à Sanikiluaq dans les années 1960, mais, aujourd'hui, le quota annuel de la collectivité se trouve atteint en trois semaines environ, et les observations d'ours sur le territoire de la collectivité ont augmenté (communication personnelle d'Arragutainaq [2006]). En 1986, Crête *et al.* (1991) ont observé un nombre relativement élevé d'ours blancs près de l'île Twin, dans la baie James, durant la saison d'eau libre. Selon les Cris de l'ouest de la baie James, il y a accroissement de l'agressivité entre les ours ainsi que de la taille des portées (McDonald *et al.*, 1997). Les collectivités ontariennes des côtes de la baie d'Hudson et de la baie James rapportent un accroissement du nombre de rencontres d'ours et des dommages à la propriété causés par des ours blancs (communications personnelles de Carpenter [2006], Solomon [2006], Kapashesit [2006]). Au cours des cinq dernières années, on a plus souvent vu des ours blancs se déplacer durant la saison d'eau libre jusque dans la région de Moosonee, dans le secteur sud de la baie James (environ une observation par année). Auparavant, on ne voyait des ours autour de Moosonee qu'environ une fois tous les cinq ou six ans (communications personnelles de Kapashesit [2006], Solomon [2006]). Diverses raisons sont avancées pour expliquer ces observations d'un plus grand nombre d'ours blancs : immigration possible d'ours liée à l'accroissement de l'abondance de phoques annelés dans la région; présence d'un floe de grande taille dans la région; quotas de chasse inférieurs à la récolte maximale soutenable.

Les limites de l'aire de répartition de la sous-population du sud de la baie d'Hudson sont actuellement fondées sur des données tirées des déplacements d'ours marqués des deux sexes et d'études télémétriques portant sur des femelles (Jonkel *et al.*, 1976; Kolenosky et Prevett, 1983; Kolenosky *et al.*, 1992; Taylor et Lee, 1995). Selon Crompton (2004), les limites géographiques actuelles de la sous-population du sud de la baie d'Hudson pourraient devoir être révisées, cette auteure ayant observé la présence d'au moins trois groupes reproducteurs dans la portion sud de la baie d'Hudson (y compris la baie James).

Les résultats d'Obbard *et al.* (2007) laissent entendre que, contrairement à ce qui a été observé dans l'ouest de la baie d'Hudson (sections 6.1 et 7.10) – sans toutefois voir un fort accroissement, comme celui perçu par les peuples autochtones pour cette dernière région (voir plus haut) –, il n'y a eu aucun déclin observable des effectifs d'ours blancs dans le sud de la baie d'Hudson depuis les années 1980. Selon une analyse récente des données présentées par Kolenosky *et al.* (1992) utilisant un nouveau logiciel de traitement des données de marquage-recapture, la sous-population aurait compté 641 individus (IC à 95 p. 100 : de 401 à 881) en 1986 et 681 individus (IC à 95 p. 100 : de 401 à 961) en 2005. Ces estimations sont plus basses que celles établies antérieurement pour le sud de la baie d'Hudson (p. ex. 1 000 ours), et il s'agit

probablement de sous-estimations du fait qu'elles n'ont pas couvert l'aire de répartition entière de la sous-population (p. ex. certaines régions de la baie James). Stirling *et al.* (2004), dans leur analyse récente de données de recensement pour la zone côtière, pensent aussi que l'effectif de la sous-population du sud de la baie d'Hudson n'a pas changé ces dernières années.

Stirling *et al.* (1999) soutiennent que les réductions de la glace de mer dues aux changements climatiques semblent avoir un effet sur l'état corporel et la reproduction des ours blancs de la sous-population, adjacente, de l'ouest de la baie d'Hudson (sections 6.1 et 7.10). On a relevé une détérioration similaire de l'état corporel des ours de la sous-population du sud de la baie d'Hudson en comparant les ours capturés de 1984 à 1986 à ceux capturés de 2000 à 2004 (Obbard *et al.*, 2006; idem, 2007; CTOB, 2006). Lucassie Arragutainaq, de Sanikiluaq, a rapporté en août 2006 (Arragutainaq, 2006) que, même si les ours de la région paraissent en santé et qu'ils portent une belle fourrure, leur graisse n'a plus la même consistance qu'elle ne l'avait dans les années passées. Bien que l'effectif global du sud de la baie d'Hudson semble stable depuis les années 1980, on ne sait pas dans quelle mesure les changements de l'état corporel peuvent influencer sur les paramètres démographiques et donc sur l'abondance future de l'espèce.

7.12 Bassin de Kane

D'après les déplacements d'ourses adultes munies d'un collier émetteur satellitaire et les recaptures d'individus marqués, les limites de la sous-population du bassin de Kane sont la polynie des eaux du Nord, au sud, et le Groenland et l'île Ellesmere à l'ouest, au nord et à l'est (M.K. Taylor, 2001). Les ours blancs du bassin de Kane ne sont pas génétiquement différents de ceux de la baie de Baffin (Paetkau *et al.*, 1999; tableaux 1 et 2). Avant 1997, cette sous-population n'était pratiquement pas exploitée en territoire canadien parce qu'elle était éloignée de Grise Fiord, collectivité canadienne la plus proche, et parce que les conditions de déplacement étaient habituellement difficiles dans la région. Cependant, des ours de cette sous-population sont occasionnellement récoltés par les chasseurs de Grise Fiord (depuis 1997), et une récolte continue d'être effectuée du côté groenlandais du bassin de Kane. En quelques années, les chasseurs du Groenland ont pris des ours blancs également dans l'ouest du bassin de Kane et dans le détroit de Smith (Rosing-Asvid et Born, 1990).

Peu d'ours blancs ont été observés le long de la côte du Groenland de 1994 à 1997, peut-être à cause de la chasse exercée par les Groenlandais. L'estimation courante, et la seule, de la sous-population du bassin de Kane s'élève à 164 ours (erreur-type = 35; Taylor *et al.*, 2008a). La meilleure estimation des prises groenlandaises est de 10 ours par année pour la période de 1999 à 2003 (Born, 2005; Born et Sonne, 2005). Cependant, on ne connaît pas exactement le nombre réel des prises groenlandaises (Rosing-Asvid, 2002; Born et Sonne, 2005); ce nombre doit être validé. Le quota canadien pour cette sous-population est de 5 ours par année. La récolte annuelle combinée (Canada et Groenland), qui varierait de 10 à 15 ours, n'est pas soutenable (tableau 6). Bien que l'habitat paraisse propice à l'espèce tant du

côté groenlandais que du côté canadien du bassin de Kane, la densité d'ours du côté groenlandais est de beaucoup inférieure à celle observée du côté canadien.

Des pourparlers de cogestion concernant la chasse à l'ours blanc sont en cours entre le Groenland et le Canada. Le Groenland a mis en vigueur un régime de quotas le 1^{er} janvier 2006 (la récolte pour le Groenland occidental ne doit pas dépasser 100 ours par année, CTOB [2006]); cependant, comme le bassin de Kane, la baie de Baffin (section 7.13) et le détroit de Davis (section 7.14) sont traités comme une seule unité aux fins de gestion par le Groenland, on ne sait pas si l'établissement de ce quota se soldera effectivement par des réductions de prises dans la sous-population du bassin de Kane. Ces dernières années, la récolte annuelle moyenne d'ours blancs dans le bassin de Kane a été de 10 ours pour les chasseurs du Groenland, et de moins de 1 ours pour les chasseurs du Nunavut (CTOB, 2006).

7.13 Baie de Baffin

D'après les déplacements d'ourses adultes munies d'un collier émetteur satellitaire et les recaptures d'animaux marqués, l'aire de répartition de la sous-population de la baie de Baffin est délimitée par la polynie des eaux du Nord, au nord, le Groenland, à l'est, et l'île de Baffin, à l'ouest (Taylor et Lee, 1995; Taylor *et al.*, 2001). La limite sud correspond assez bien au cap Dyer (île de Baffin), selon les déplacements d'ours marqués (Stirling *et al.*, 1980) et des données récentes de pistage par télémétrie satellitaire (Taylor *et al.*, 2001). Une étude de la variation de l'ADN microsatellite n'a révélé aucune différence génétique entre les sous-populations de la baie de Baffin et du bassin de Kane, mais a révélé des différences significatives entre les ours de la baie de Baffin et ceux du détroit de Davis et du détroit de Lancaster (Paetkau *et al.*, 1999; tableaux 1 et 2). Une première estimation de l'effectif de la sous-population variant de 300 à 600 ours, a été réalisée par le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest à partir de données de marquage-recapture recueillies au printemps de 1984 à 1989. Cependant, des travaux récents ont depuis montré qu'une proportion inconnue des ours de la sous-population se trouvait sur la mer au printemps et que ceux-ci ne pouvaient donc pas être capturés. Une deuxième étude a été menée de septembre à octobre de 1993 à 1997, mois durant lesquels tous les ours blancs étaient sur la terre ferme dans leurs zones d'estivage de l'île Bylot et de l'île de Baffin (Taylor *et al.*, 2005). Taylor *et al.* (2005) ont estimé l'effectif de la baie de Baffin (estimation de 1998) à 2 074 ours (erreur-type = 266).

La sous-population de la baie de Baffin est partagée avec le Groenland, qui n'a pas limité le nombre d'ours tués annuellement avant janvier 2006. Sur la base d'un échantillonnage par marquage-recapture, Taylor *et al.* (2005) ont estimé la récolte annuelle groenlandaise à 18 à 35 ours pour la période de 1993 à 1997. Cependant, selon Born (2002), la récolte annuelle moyenne groenlandaise pour la baie de Baffin aurait été de 73 ours pour la période de 1993 à 1998. Les registres des autorités du Groenland indiquent que la récolte annuelle moyenne effectuée par les chasseurs groenlandais dans la baie de Baffin pour la période de 2002 à 2007 a été de 147 ours (fourchette : de 75 à 206 ours; CTOB, 2008).

L'effectif estimé de moins de 1 600 ours pour 2004 a été établi à partir de simulations démographiques (comme pour les estimations les plus récentes des effectifs du détroit du Vicomte-Melville et du détroit de M'Clintock; sections 7.4 et 7.7) fondées sur les données de récolte canadiennes et groenlandaises combinées remontant à 1998 (tableau 6; CTOB, 2006; idem, 2007). Le Groenland a mis en vigueur un régime de quotas le 1^{er} janvier 2006, grâce auquel il ne devrait plus y avoir de récoltes extrêmement élevées, comme celle de 2002-2003 (206 ours). Cependant, si on suppose que la part du quota annuel de 100 ours pour l'ouest du Groenland qui est prise dans la baie de Baffin est de 75 à 85 ours (la récolte historique annuelle des Groenlandais dans le bassin de Kane et le détroit de Davis a été de 5 à 25 et de moins de 5 ours, respectivement [CTOB, 2008]; la récolte groenlandaise de l'année dernière dans la baie de Baffin, effectuée sous le nouveau régime de quotas, a été de 75 ours), la récolte courante pour le Nunavut et le Groenland serait d'environ 185 ours par année. Les simulations montrent que, avec un tel taux de récolte, la sous-population continuera de diminuer (tableau 6; Taylor *et al.*, 2005).

À l'opposé des résultats des estimations scientifiques et comme dans l'ouest de la baie d'Hudson (section 7.10), les Inuits de la région de la baie de Baffin rapportent que les ours blancs sont plus nombreux ces dernières années. Les CTA de trois collectivités de la baie de Baffin (Pond Inlet, Clyde River et Qikiqtarjuaq) indiquent que les chasseurs et les résidents voient depuis quelques années plus d'ours blancs sur la terre ferme et autour des collectivités qu'il y a 10 ou 15 ans (Dowsley, 2005). Les habitants de Pond Inlet et de Clyde River, situés plus au nord que Qikiqtarjuaq, sont nettement plus nombreux à avoir signalé cet accroissement que ceux de Qikiqtarjuaq (Dowsley, 2005). Le nombre de rencontres d'ours a augmenté, particulièrement à Pond Inlet et à Clyde River, et on s'inquiète de plus en plus pour la sécurité des personnes et des biens (Dowsley et Taylor, 2006a). Les collectivités ayant laissé entendre que les ours blancs sont plus nombreux depuis quelques années, le gouvernement du Nunavut a fait passer son quota de chasse pour la baie de Baffin de 64 à 105 ours en décembre 2004.

Contrairement aux CTA, la meilleure information scientifique existante indique que la sous-population de la baie de Baffin est surexploitée. La divergence entre les CTA et les données scientifiques concernant la trajectoire de cette sous-population doit être expliquée. Les observations d'ours plus nombreuses dans certains secteurs pourraient, encore là, être dues à la présence des ours qui se fait davantage sentir du fait que ceux-ci passent plus de temps sur la terre ferme en raison des changements climatiques dans la région (sections 6.1 et 6.2). Les déplacements vers l'intérieur durant l'été ont apparemment augmenté à certains endroits ces dernières années. Par exemple, les Inuits ont rapporté que, durant la saison d'eau libre, des ours sont aujourd'hui observés beaucoup plus loin dans le détroit d'Éclipse, le long des fjords et des bras de mer (Dowsley, 2005), là où il n'en avait pas auparavant. De plus, les trois collectivités de la baie de Baffin ont rapporté des effets des changements climatiques sur la glace de mer, comme une réduction de la glace de rive, une diminution du nombre d'icebergs et un amincissement de la glace, phénomènes qui, selon certaines personnes (5 personnes sur les 12 qui ont traité de la question), pourraient contribuer à modifier la répartition des ours blancs (Dowsley, 2005; Dowsley et Taylor, 2006a).

7.14 Détroit de Davis

D'après les déplacements d'individus marqués et, plus récemment, d'ourses adultes munies d'un collier émetteur satellitaire, la sous-population du détroit de Davis occupe la mer du Labrador, l'est du détroit d'Hudson, le détroit de Davis au sud du cap Dyer, et la bordure est de la banquise du détroit de Davis et du sud de la baie de Baffin (Taylor *et al.*, 2001). Lorsque des ours sont présents dans ce dernier secteur, ils peuvent être chassés par les Groenlandais (Stirling et Kiliaan, 1980; Stirling *et al.*, 1980; Taylor et Lee, 1995; Taylor *et al.*, 2001).

L'estimation de la sous-population du détroit de Davis pour 1980, qui s'élevait à 900 individus (Stirling *et al.*, 1980), était fondée sur une correction subjective d'une estimation effectuée par marquage-recapture qui avait mené à un effectif de 726 ours, estimation jugée trop basse. Dans le relevé réalisé sur la côte québécoise par Crête *et al.* (1991), les densités d'ours étaient beaucoup plus élevées pour la sous-population du détroit de Davis que pour celle du bassin de Foxe. En 1993, le comité technique fédéral-provincial-territorial sur l'ours blanc a fait passer l'estimation à 1 400 ours en tenant compte du biais d'échantillonnage lié à l'incapacité des chercheurs de couvrir l'importante étendue de banquise au large de la côte (M.K. Taylor, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut). Les gouvernements du Nunavut et de Terre-Neuve-et-Labrador ont entrepris un inventaire démographique à l'été de 2005. Après deux ans d'échantillonnage par marquage-recapture, une estimation stratifiée selon l'âge et le sexe fondée sur la méthode de Lincoln-Peterson a été établie à 2 100 ours (Peacock *et al.*, 2006); elle est présentée dans le tableau 6. Cette estimation ne comporte aucune intervalle de confiance. L'inventaire aura été achevé au cours de l'été de 2007. Les taux de survie et de recrutement ainsi que les estimations finales des effectifs, avec intervalles de confiance, seront connus en 2008.

Au Canada, les ours du détroit de Davis sont traditionnellement chassés par les Inuits du Nunavut, du Québec et du Labrador (voir par exemple Kemp [1976], Val [1976], Brice-Bennett [1977], Brazil et Goudie [2006]). La récolte annuelle moyenne combinée (Nunavut, Québec et Labrador) a été de 58,6 ours au cours des cinq dernières années (tableau 6). Les récoltes des chasseurs groenlandais dans cette sous-population restent relativement faibles (de 1 à 11 ours par année au cours des cinq dernières années; CTOB, 2007). Les discussions entre le Canada et le Groenland concernant la cogestion se poursuivent, et le Groenland a indiqué que son quota pour la sous-population du détroit de Davis sera de 2 ours par année.

Selon les observations qualitatives d'aînés de Nain connaissant très bien les ours blancs, il y a plus d'ours dans le détroit de Davis qu'il n'en avait par le passé (gouvernement du Nunatsiavut, 2006). Cependant, ces aînés rapportent aussi que la répartition des ours a changé : les ours se tenaient auparavant principalement sur la côte et en mer, mais ils fréquentent aussi maintenant le fond des baies (qui gèle en premier), de sorte que les ours sont aujourd'hui présents plus loin à l'intérieur des terres. On ne sait pas dans quelle mesure les changements climatiques pourraient influencer sur les ours blancs du détroit de Davis, ni si l'impression des Inuits, selon laquelle les ours blancs sont plus nombreux, pourrait entrer en contradiction avec les estimations scientifiques des tendances démographiques, comme cela était le cas pour la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson et la sous-population de la baie de Baffin, voisine de celle du détroit de Davis. Cependant, comme dans toutes les régions où il y a disparition complète de la glace de mer durant l'été (figure 5), l'accroissement de la durée de la saison d'eau libre dû au réchauffement climatique dans le détroit de Davis est préoccupant pour les ours.

8. IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

L'ours blanc est le seul carnivore terrestre à occuper le plus haut niveau trophique d'un écosystème marin. Il a développé des adaptations uniques lui permettant de chasser efficacement les phoques sur la glace de mer. Il a une grande valeur culturelle pour les Canadiens et a aussi une importante valeur culturelle, spirituelle et économique pour les peuples autochtones du nord. En tant que symbole des grands espaces vierges de l'Arctique, l'ours blanc est vu dans le monde comme un baromètre d'importants problèmes environnementaux, particulièrement les changements climatiques et la pollution. Le Canada a des responsabilités nationales et internationales en matière d'étude, de gestion et de protection des ours blancs. Ces responsabilités sont particulièrement importantes pour le Canada parce que nous sommes collectivement responsables de 55 p. 100 à 65 p. 100 de la population mondiale d'ours blancs.

9. PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT

9.1 Statuts et protections à l'échelle internationale

À l'échelle internationale, la recherche sur l'ours blanc et la gestion de l'espèce sont coordonnées en vertu de l'Accord sur la Conservation des Ours blancs (polaires), accord international qui a été signé en novembre 1973 et qui est entré en vigueur le 26 mai 1976 (voir aussi Stirling, 1988a; Prestrud et Stirling, 1994). Cet accord interdit la chasse sportive non réglementée et engage chaque signataire à mener des recherches concernant la conservation et la gestion de l'espèce, dont les résultats doivent être communiqués à l'ensemble des signataires. Les scientifiques du groupe de spécialistes de l'ours blanc se rencontrent tous les trois ou quatre ans sous les auspices de l'Union mondiale pour la nature (UICN) afin de coordonner les travaux de recherche effectués

dans l'ensemble de l'Arctique. Bien que la gestion des ours blancs au Canada soit du ressort des provinces et des territoires, le gouvernement fédéral a signé l'Accord sur la Conservation des Ours blancs (polaires) au nom de l'ensemble des provinces et des territoires. Aux termes de l'Accord, la chasse à l'ours blanc ne peut être effectuée que par des peuples locaux (ce qui est interprété au Canada comme signifiant les peuples autochtones ou les chasseurs sportifs guidés par des peuples autochtones) utilisant des méthodes de chasse traditionnelles et respectant les mesures de conservation appropriées, fondées sur la meilleure information scientifique existante. L'Accord a été renouvelé pour une période indéterminée en 1981.

L'ours blanc a été retiré du groupe des espèces présentant une préoccupation mineure (*Least Concern*) pour être placé dans le groupe des espèces vulnérables (*Vulnerable*; ce qui équivaut à la catégorie « espèce menacée » du COSEPAC) dans la Liste rouge de 2006 de la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) de l'UICN (IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 2006; UICN, 2006). Ce changement a été effectué en raison des résultats de la modélisation des tendances de l'étendue, de l'épaisseur et de la date d'apparition de la glace de mer, qui prévoient des réductions très marquées du couvert saisonnier de glace de mer au cours des 50 à 100 prochaines années en raison du réchauffement climatique (IUCN, 2006), et de preuves récentes ainsi que d'hypothèses concernant les incidences de ce phénomène sur les ours blancs (voir les sections 4.2, 6 et 7). La réévaluation du statut de l'espèce a été fondée sur la réduction de l'effectif mondial d'ours blancs d'au moins 30 p. 100 prévue au cours des 45 prochaines années, qui se profile dans les déclin de la zone d'occupation et de la zone d'occurrence de l'espèce (IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 2006). Le passage au statut d'espèce vulnérable a été recommandé en fonction des données existantes à l'époque, et avec le consentement unanime des participants à la réunion du groupe de spécialistes de l'ours blanc de la CSE de l'UICN tenue à Seattle, dans l'État de Washington, en juin 2005.

L'ours blanc est inscrit à l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). En vertu de cette convention, toute expédition internationale d'ours blancs ou de parties d'ours blancs doit être effectuée sous permis. Depuis juillet 1975, le gouvernement du Canada tient un registre permanent de tous les ours blancs, des fourrures d'ours blanc ou de tout autre produit issu de l'ours blanc légalement exportés du Canada ou importés au Canada. Le secrétaire du département américain de l'Intérieur a annoncé le 14 mai 2008 que l'ours blanc figurera sur la liste des espèces menacées (*Threatened*) en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis.

9.2 Statuts et protections au Canada

La conservation et la gestion des ours blancs au Canada font intervenir plus de dix administrations : quatre provinces, trois territoires, le gouvernement fédéral et les conseils de gestion établis en vertu des règlements des revendications territoriales. Les discussions entre ces administrations portant sur la prise des décisions de gestion sont coordonnées par leurs directeurs de la faune et le comité technique fédéral-

provincial-territorial sur l'ours blanc (CTOB). Ce comité comprend des biologistes de chaque administration ainsi que des experts invités provenant des groupes d'utilisateurs et d'autres organismes de recherche (comme les universités) qui possèdent une expertise dans le domaine des CTA ou de la recherche scientifique sur les ours blancs. Chaque année, le Comité administratif sur l'ours blanc, qui fait rapport au Comité administratif sur l'ours blanc, discute des résultats de recherche les plus récents pour faire des recommandations en matière de protection de l'espèce aux administrateurs principaux et aux groupes d'utilisateurs.

Au Canada, le CTOB effectue une révision annuelle de la situation de chaque sous-population d'ours blancs et du niveau de récolte qu'elle peut soutenir, et surveille les prises annuelles. La récolte soutenable d'ourses indépendantes (c'est-à-dire âgées de 2 ans ou plus) par sous-population était estimée, au milieu des années 1980, à environ 1,5 p. 100 pour la plupart des sous-populations (Taylor *et al.*, 1987). Cette estimation, qui comprenait la nécessité de maintenir un sex-ratio de 2 mâles pour 1 femelle dans la récolte, a servi de fondement pour l'élaboration de la plupart des quotas au Canada au cours des 15 dernières années (voir Taylor *et al.*, 2008d).

La question de l'allocation actuelle des récoltes parmi les sous-populations est problématique. Par exemple, le gouvernement du Nunavut a récemment fait passer le quota de chasse combiné des 12 sous-populations d'ours blancs présentes dans le territoire de 403, en 2004, à 518, en 2005, en se fondant largement sur la perception des Inuits selon laquelle certaines sous-populations avaient augmenté sous le régime de récolte passé (IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 2006; CTOB, 2006). Certaines augmentations de quotas ont été fondées sur les résultats d'analyses de données de marquage-recapture (p. ex. pour le golfe de Boothia; Taylor *et al.*, 2008c), mais des quotas, augmentés d'après les perceptions des Inuits, prenaient en compte les prises dans des sous-populations connaissant un déclin marqué (p. ex. celles de l'ouest de la baie d'Hudson et de la baie de Baffin; voir les sections 6, 7.10 et 7.13) selon les évaluations scientifiques menées dans l'ouest.

Au Canada, les gouvernements des provinces et des territoires sont responsables de la gestion des ours blancs, mais, dans certains cas, le processus de prise de décision fait intervenir des groupes autochtones en vertu des règlements des revendications territoriales. Par exemple, seuls les Inuvialuit sont autorisés à chasser l'ours blanc au Yukon. La gestion des ours blancs de cette région est coordonnée par les gouvernements du Yukon et des Territoires du Nord-Ouest de pair avec les conseils de cogestion des Inuvialuit établis en vertu de la Convention définitive des Inuvialuit. Dans la plupart des provinces et des territoires du Canada, on administre par voie législative des saisons de chasse, des quotas et des mesures de protection des groupes familiaux; seul le Manitoba interdit la chasse à l'ours blanc. Plus de 80 p. 100 des prises d'ours blancs sont effectuées au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest, ou des accords de gestion ou des protocoles d'entente avec les collectivités locales sont établis pour veiller à ce que l'ensemble des mortalités causées par l'être humain n'excède pas le taux de récolte soutenable estimé.

Au Manitoba, les ours blancs sont protégés en vertu de la *Loi sur la conservation de la faune*, et il n'y a pas de saison de chasse. Cette interdiction prévaut sur les droits de chasse ancestraux ou issus de traités des peuples autochtones. Les ours blancs ne peuvent être tués qu'aux fins de protection des personnes et des biens. La province du Manitoba a récemment inscrit l'ours blanc sur la liste des espèces menacées.

En Ontario, l'ours blanc figure parmi les espèces préoccupantes sur la liste des espèces en péril, établie en vertu de la *Loi sur les espèces en voie de disparition*. La *Loi sur la protection du poisson et de la faune* prévoit également la protection de l'espèce, et il n'y a pas de saison de chasse ou de piégeage. Toutefois, en vertu du Traité de la baie James (Traité n° 9), les peuples autochtones résidant sur le littoral de la baie d'Hudson et de la baie James sont autorisés à chasser l'ours blanc, y compris les femelles avec des oursons et les ours en tanière. Le signalement des prises est volontaire en Ontario, mais il est considéré comme généralement fiable parce que les peaux d'ours blanc ne peuvent être vendues sans avoir reçues le sceau de la province. On fait respecter les quotas auxquels est soumise chaque collectivité chassant l'ours blanc par le refus d'apposer le sceau de la province sur les peaux excédentaires de façon à assurer la légalité des ventes, et par le report de l'apposition de sceaux sur celles-ci à la saison de chasse suivante (les quotas étant par conséquent réduits l'année suivante). Cependant, les quotas actuels sont fondés sur de l'information et des hypothèses anciennes et imprécises (M. Obbard, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, lettre au Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC datée du 1^{er} février 2007).

Au Québec, l'ours blanc est « susceptible d'être désigné espèce menacée ou vulnérable », selon la Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec, et sa désignation légale était à l'étude au moment d'écrire ces lignes. Quelle que soit la désignation future de l'espèce dans la province, en vertu de la Convention de la baie James, les Inuits se sont vu octroyer une possibilité de récolte garantie de 62 individus. Cela signifie que les 62 premiers ours d'une récolte soutenable estimée seraient réservés à l'usage exclusif des Autochtones. Toutefois, le niveau des prises autochtones est assujéti aux mesures de conservation, de sorte que, si la récolte soutenable était estimée à moins de 62 animaux, le chiffre le plus bas prévaudrait et toutes les prises seraient réservées à l'usage exclusif des peuples autochtones. Le niveau de récolte garanti a été déterminé uniquement à partir des statistiques de prises et ne repose pas sur une estimation de la récolte soutenable fondée sur une estimation démographique. La Convention de la baie James a été signée en 1975, avant qu'on ne réalise que les chasseurs autochtones du Québec chassaient des ours de trois différentes sous-populations (sud de la baie d'Hudson, bassin de Foxe et détroit de Davis). Aucun quota n'est actuellement en vigueur au Québec, mais les chasseurs autochtones ont convenu de limiter leurs prises aux niveaux actuels, jusqu'à ce que soient faites des évaluations des trois sous-populations qu'ils exploitent. Une fois les évaluations achevées et les récoltes soutenables déterminées, on s'attend à ce que les chasseurs du Québec signent des ententes de cogestion avec les autres groupes d'utilisateurs de chacune des trois sous-populations. Au Québec, les ourses avec jeunes de l'année et les ours en tanière ne sont pas protégés par la législation (parce

qu'aucune disposition n'a été prévue à cet égard dans la Convention de la baie James), mais les chasseurs québécois ont convenu de ne pas tuer ces ours.

À Terre-Neuve-et-Labrador, les Inuits disposent de droits exclusifs de chasse; ils peuvent tuer 6 ours par année (mâles et femelles sans oursons) sur la côte du Labrador en vertu d'un régime de quotas (voir Brazil et Goudie, 2006). Toute autre prise est interdite, sauf pour la protection des personnes et des biens. Dans la province, l'ours blanc est désigné espèce vulnérable (*Vulnerable*) en vertu de l'*Endangered Species Act*. Cette désignation exige la mise en œuvre d'un plan de gestion (Brazil et Goudie, 2006) et autorise l'élaboration de dispositions réglementaires supplémentaires jugées nécessaires afin d'assurer la conservation de l'espèce. On prévoit que, dans un avenir rapproché, les problèmes relatifs à l'ours blanc seront gérés par l'intermédiaire du Torngat Wildlife and Plants Co-Management Board (conseil de cogestion de la faune et de la flore des monts Torngat), constitué de représentants des Inuits et des gouvernements fédéral et provincial. La gestion des ours blancs de la réserve de parc national du Canada des Monts-Torngat sera coordonnée par l'intermédiaire d'un conseil de cogestion dans le cadre de l'Entente sur les répercussions et les avantages d'un parc pour les Inuits du Labrador, relative à la réserve de parc national du Canada des Monts-Torngat.

9.3 Risques découlant d'une protection insuffisante et tendances actuelles en matière de gestion

Les programmes canadiens et internationaux de gestion des ours blancs en vigueur – qui visent surtout la chasse – soulèvent certains problèmes en ce qui concerne la conservation de l'espèce : 1) les gestionnaires ont tendance à viser avant tout la maximisation des possibilités de chasse en fixant les quotas de chasse visant des sous-populations au niveau des récoltes soutenables maximales ou proches de ce niveau et ce, dans certains cas, sans faire montre d'une certaine prudence à l'égard des prises; 2) dans d'autres cas, on permet la chasse à l'ours blanc sans imposer de quotas aux groupes d'utilisateurs de la ressource; 3) il semble que les accords existants ne sont pas modifiés assez rapidement quand de nouvelles données démographiques l'exigent, notamment dans les cas de récolte excessive; 4) il manque encore des accords de cogestion pour la conservation de la plupart des sous-populations chevauchant les territoires de plusieurs administrations; 5) les effets des changements climatiques sur les ours blancs ne sont pris en compte dans aucun des plans de chasse.

L'attribution habituelle de quotas de chasse approchant la récolte soutenable maximale (RSM) estimée pour certaines sous-populations présente un risque pour la conservation des ours blancs, particulièrement du fait de l'incertitude existant dans les estimations des effectifs et des taux de reproduction et de survie (Caughley, 1977; Taylor *et al.*, 2005; idem, 2008d). Par exemple, les sous-populations du détroit du Vicomte-Melville (section 7.4) et du détroit de M'Clintock (section 7.7) ont toutes deux chuté à cause de prises excessives effectuées alors que leurs effectifs et les quotas de chasse étaient surévalués. Le rétablissement de ces sous-populations prendra de

nombreuses années sous un régime de quotas réduits (Taylor *et al.*, 2002; idem, 2008d). Le CTOB estime chaque année les RSM pour les sous-populations d'ours blancs du Canada. Ces estimations sont fondées sur une méta-analyse effectuée dans les années 1990, qui suppose que les taux de reproduction et de survie sont les mêmes pour tous les ours blancs du Canada. La formule employée est la suivante : $RSM = N \times 0,015 / Pr[F]$, où N est l'effectif total de la population, 0,015 est une constante tirée d'une méta-analyse donnant une estimation des taux moyens de survie et de recrutement chez les ours blancs du Canada, et $Pr[F]$ est la proportion de femelles dans la récolte (supposée être de 0,333, ce qui correspond à une récolte sélective selon le rapport-sexe de 2 mâles pour 1 femelle). Malheureusement, ces estimations déterministes de la RSM ne reflètent pas adéquatement les risques réels que présentent les prises pour les populations. Par exemple, la RSM estimée actuelle pour la sous-population de la baie Norwegian est de 9 ours par année (CTOB, 2007), mais l'analyse de viabilité de la sous-population avec prises, qui tient compte de l'erreur d'échantillonnage dans la taille initiale de la sous-population, de la variance associée aux paramètres démographiques (taux de survie, taux de reproduction, rapport-sexe) due à la taille de l'échantillon et à la variation annuelle de l'environnement, et de la stochasticité démographique, laisse penser qu'un quota de seulement 4 ours par année pourrait ne pas être soutenable (tableau 6).

La chasse sans quota dans les sous-populations d'ours blancs se trouvant en tout ou en partie sur le territoire canadien constitue une menace pour la conservation de l'espèce. Par exemple, aux termes de la *Marine Mammal Protection Act* des États-Unis, le gouvernement ne peut pas limiter les prises annuelles d'ours blancs faites par les chasseurs autochtones de l'Alaska (Inupiat) dans le sud de la mer de Beaufort tant que la sous-population, qui chevauche le territoire canadien, ne montre pas de déclin. Au Canada, les Inuits du Québec peuvent chasser l'ours blanc en tout temps, sans limite de prises. Bien que l'absence de quota réglementaire ne donne pas automatiquement lieu à une récolte excessive, il apparaît clairement que la surexploitation présente un risque pour les sous-populations en l'absence d'un système de quotas général limitant les prises. La surexploitation récente des sous-populations du bassin de Kane et de la baie de Baffin témoigne des dangers que présente la chasse lorsqu'un système de quotas s'inscrivant dans une structure partagée de cogestion n'est pas mis en œuvre par l'ensemble des administrations (sections 7.12 et 7.13).

Au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest, au Nunavut et à Terre-Neuve-et-Labrador, les ours blancs sont gérés dans le cadre de régimes de gestion issus des revendications territoriales autochtones. Ces régimes de gestion, plutôt récents, établissent un processus de gestion détaillé dans lequel les chasseurs concernés et leurs organisations sont consultés, et les décisions officielles sont prises par les conseils de gestion des ressources fauniques issus des revendications territoriales autochtones (des protocoles d'entente entre les parties, par exemple). Le processus de consultation peut être long, d'où des retards dans la prise des mesures de gestion nécessaires, mais ces régimes de gestion devraient s'améliorer avec le temps.

Les accords de cogestion pour les sous-populations partagées entre plusieurs administrations comprennent un accord international entre les Inuvialuit et les Inupiat pour la sous-population du sud de la mer de Beaufort (section 7.2), et des accords inter-utilisateurs entre les Inuvialuit et la Kitimeot Hunters' and Trappers' Association (association des chasseurs et trappeurs du Kitimeot, une organisation régionale des ressources fauniques) pour les sous-populations partagées du nord de la mer de Beaufort et du détroit du Vicomte-Melville. Il n'existe pas d'accord inter-administrations pour six sous-populations partagées par des groupes d'utilisateurs à l'intérieur du Canada ou à l'échelle internationale (ouest de la baie d'Hudson, sud de la baie d'Hudson, bassin de Foxe, détroit de Davis, bassin de Kane, et baie de Baffin), ce qui peut présenter un risque pour la conservation de l'espèce. Par exemple, malgré les quotas réglementaires visant la sous-population de la baie de Baffin mis en place par le Nunavut et, depuis janvier 2006, par le Groenland, l'absence d'un accord de cogestion entre les deux administrations donne actuellement lieu à une récolte annuelle clairement non soutenable pouvant atteindre 190 ours (tableau 6, section 7.13; Taylor *et al.*, 2005). Sans accord de cogestion entre le Nunavut et le Groenland, la sous-population de la baie de Baffin (et aussi celle du bassin de Kane) continuera probablement d'être surexploitée (tableau 6, sections 7.12 et 7.13).

Enfin, aucun programme de chasse ne tient actuellement compte des changements attendus des taux de survie et de reproduction causés par les effets des changements climatiques sur la biologie des ours blancs, qu'on pense à la réduction de la quantité de proies que peut offrir le milieu. Dans leur examen récent de la question, Stirling et Parkinson (2006) recommandent l'adoption d'une approche prudente en ce qui concerne les récoltes d'ours blancs, ainsi que la prise en considération des effets possibles du réchauffement climatique dans la planification de la gestion et de la conservation de l'espèce. Tant que les chercheurs n'auront pas intégré les changements climatiques aux modèles de récolte, il sera difficile de déterminer avec précision les taux de récolte soutenables. Veiller à assurer des récoltes soutenables dans le contexte des changements climatiques sera essentiel à la conservation de l'ours blanc au Canada.

10. RÉSUMÉ TECHNIQUE

Ursus maritimus

Ours blanc

Polar bear

Nom en inuktitut : Nanuq, Nanuk

Nom en cri : Wapusk

Répartition au Canada : Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador

Information sur la répartition

<ul style="list-style-type: none"> • <i>Superficie de la zone d'occurrence (km²) au Canada</i> Voir les sections 3.1 et 3.2 	9,1 × 10 ⁶ km ²
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue).</i> 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Superficie de la zone d'occupation (km²)</i> Voir les sections 3.1 et 3.2 	5.6 × 10 ⁶ km ²
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue).</i> 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Nombre d'emplacements actuels connus ou inférés.</i> 	1
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue).</i> 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Tendances en matière d'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue).</i> 	Diminution de la qualité là où la durée de la saison d'eau libre s'allonge en raison des changements climatiques

Information sur la population

<ul style="list-style-type: none"> • <i>Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population : indiquer en années, en mois, en jours, etc.).</i> 	12 ans
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Nombre d'individus matures (reproducteurs) au Canada (ou préciser une gamme de valeurs plausibles).</i> 	Population totale : 15 500; Individus matures : plus de 10 000
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Tendance de la population quant au nombre d'individus matures en déclin, stable, en croissance ou inconnue.</i> 	En déclin
<ul style="list-style-type: none"> • <i>S'il y a déclin, % du déclin au cours des dernières/prochaines dix années ou trois générations, selon la plus élevée des deux valeurs (ou préciser s'il s'agit d'une période plus courte).</i> 	Déclin variable d'une sous-population à l'autre; dans l'ensemble, probablement moins de 30 %
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur > 1)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>La population totale est-elle très fragmentée (la plupart des individus se trouvent dans de petites populations, relativement isolées [géographiquement ou autrement] entre lesquelles il y a peu d'échanges, c.-à-d. migration réussie de ≤1 individu/année)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Préciser la tendance du nombre de populations (en déclin, stable, en croissance, inconnue).</i> 	S.O.

<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations (ordre de grandeur > 1)?</i> 	S.O.
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Énumérer les populations et donner le nombre d'individus matures dans chacune.</i> 	S.O.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

Réchauffement climatique, chasse excessive, pollution, augmentation de l'exploitation pétrolière et gazière en mer

Immigration de source externe

<ul style="list-style-type: none"> • <i>L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)?</i> États-Unis : Alaska, sud de la mer de Beaufort (probablement en déclin) Groenland : ouest du Groenland (grave déclin) Bassin arctique : ours nomades (situation inconnue) 	
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Une immigration a-t-elle été constatée ou est elle possible?</i> 	Oui
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?</i> 	Oui
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?</i> 	Oui
<ul style="list-style-type: none"> • <i>La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?</i> 	Non

Analyse quantitative

Voir le tableau 6 et la section 7

Statut existant

COSEPAC : espèce préoccupante, avril 2008
UICN : vulnérable
CITES : Annexe II
EPA des États-Unis : espèce menacée (« Threatened »)

Statut et justification de la désignation

Statut : espèce préoccupante	Code alphanumérique : sans objet
Justification de la désignation : Cette espèce est un prédateur se trouvant au sommet de la chaîne alimentaire, adapté à la chasse aux phoques sur la glace marine et très vulnérable à la chasse excessive. Bien qu'il y ait certaines différences génétiques entre les ours provenant de différentes régions de l'Arctique, les données génétiques et relatives aux déplacements appuient une seule unité désignable au Canada. Il est cependant utile de signaler des tendances par sous-population, car les taux de prises, les menaces et, donc, la viabilité prévue de la population varient énormément dans l'aire de répartition de l'espèce. Certaines sous-populations font l'objet d'une chasse excessive et les pratiques de gestion actuelles visent à atteindre la prise durable maximale, ce qui peut entraîner un déclin si le suivi des populations est inadéquat. Jusqu'en 2006, certaines sous-populations partagées ont fait l'objet de prises au Groenland qui n'étaient pas fondées sur des quotas. Les modèles de prévision prévoient que 4 des 13 sous-populations (incluant environ 28 % des 15 500 individus de l'espèce au Canada) courent un risque de diminuer de 30 % ou plus au cours des 3 prochaines générations d'ours (36 ans). Les déclins sont partiellement attribuables aux changements climatiques dans l'ouest de la baie d'Hudson et le sud de la mer de Beaufort, mais principalement causés par l'exploitation non durable dans le bassin Kane et la baie de Baffin. Sept sous-populations (environ 43 % de la population totale) sont prévues être stables ou en hausse. Les tendances ne peuvent actuellement faire l'objet de prévision pour deux sous-populations (29 % de la population totale). Les individus de certaines sous-populations présentent un déclin de leur condition corporelle et des changements dans l'emplacement des tanières liés à une disponibilité moindre de glace marine. Pour la plupart des sous-populations faisant l'objet de relevés répétés, les données semblent indiquer une légère augmentation depuis les 10 à 25 dernières années. Toutes les estimations des taux de croissance actuels des populations sont fondées sur des données actuellement disponibles et ne tiennent pas compte des effets possibles des changements climatiques. Les populations de l'espèce ne peuvent persister sans glace marine saisonnière. Un déclin continu de la disponibilité saisonnière de glace marine rend probable une réduction de certaines parties de l'aire de répartition de l'espèce. La diminution de l'épaisseur de la glace dans certaines parties de l'Extrême Arctique pourrait fournir un meilleur habitat à l'espèce. Bien qu'il y ait des incertitudes quant à l'impact global des changements climatiques sur la répartition et le nombre d'individus de l'espèce, il existe d'importantes préoccupations relativement à l'avenir de l'espèce au Canada.	

Applicabilité des critèresCriteria

Critère A (Population globale en déclin) : La population canadienne subit actuellement un déclin, mais elle s'est accrue depuis quelques décennies. Quatre sous-populations (environ 28 % des 15 500 ours blancs au Canada) courent un risque élevé de diminuer de 30 % ou plus au cours des trois prochaines générations. Sept sous-populations (environ 43 % de la population totale) semblent stables ou en hausse. Les tendances de deux sous-populations (29 % de la population totale) ne peuvent actuellement pas faire l'objet de prévision.
Critère B (Petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : La zone d'occupation couvre plus de 5 millions de kilomètres carrés.
Critère C (Petite population globale et déclin) : Plus de 10 000 individus matures se trouvent au Canada.
Critère D (Très petite population ou aire de répartition limitée) : Plus de 10 000 individus matures se trouvent au Canada.
Critère E (Analyse quantitative) : Les tendances évaluées par secteur de gestion démontrent que certaines sous-populations subissent un déclin alors que d'autres sont à la hausse. Les tendances générales ne peuvent pas être évaluées parce que les tendances diffèrent d'un secteur de gestion à l'autre et que les données ne couvrent pas tous les secteurs. De plus, les effets négatifs attendus du réchauffement climatique qui persiste ne peuvent pas être évalués de façon sûre. Certaines diminutions des effectifs sont attribuables à la chasse excessive, et des mesures sont prises en vue de réduire la chasse dans certains secteurs de gestion. Selon les meilleures données disponibles, il semble peu probable que la population canadienne d'ours blancs subisse un déclin de 30 % au cours des 36 prochaines années.

11. REMERCIEMENTS

De nombreux commentaires reçus durant l'examen par les pairs organisé par M. Festa-Bianchet, président du Sous-comité de spécialistes (mammifères terrestres), et Gloria Goulet, coordonnatrice, Connaissances traditionnelles autochtones, Secrétariat du COSEPAC, ont profité au présent rapport de situation. Les rédacteurs remercient tous ceux qui ont donné leur opinion sur le contenu et la structure de ce rapport. Ils remercient également N. Lunn, président, comité technique fédéral-provincial-territorial sur l'ours blanc (CTOB) qui a apporté son aide en ce qui concerne les demandes adressées directement aux membres du CTOB. L'organisation des tableaux 3 à 6 et de la section 7 et le matériel qui y est présenté sont fondés sur le travail dirigé par les rédacteurs en collaboration avec les membres du groupe de spécialistes de l'ours blanc de la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) de l'Union mondiale pour la nature (UICN) et du CTOB. Les rédacteurs sont particulièrement reconnaissants envers les nombreuses personnes qui ont donné leur point de vue personnel sur l'écologie et les connaissances traditionnelles autochtones relatives à l'ours blanc. F. Messier leur a généreusement fourni la photo de couverture de ce rapport.

12. SOURCES D'INFORMATION

- ACIA. 2004. Impacts of a warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment, Cambridge University Press, Cambridge.
- Amstrup, S.C. 1995. Movements, distribution, and population dynamics of polar bears in the Beaufort Sea, mémoire de doctorat, University of Alaska Fairbanks, Fairbanks.
- Amstrup, S.C. 2003. Polar bear, p. 587-610, *in* Wild mammals of North America: biology, management, and conservation, 2^e édition, G.A. Feldhamer, B.C. Thompson et J.A. Chapman (éd.), John Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).
- Amstrup, S.C., et D.P. DeMaster. 1988. Polar bear—*Ursus maritimus*, p. 39-56, *in* J.W. Lentfer (éd.), Selected marine mammals of Alaska: Species accounts with research and management recommendations, Marine Mammal Commission, Washington D.C.
- Amstrup, S.C., G. Durner, I. Stirling, N.J. Lunn et F. Messier. 2000. Movements and distribution of polar bears in the Beaufort Sea, *Can. J. Zool.* 78:948-966.
- Amstrup, S.C., et C.L. Gardner. 1994. Polar bear maternity denning in the Beaufort Sea, *J. Wildl. Manage.* 58:1-10.
- Amstrup, S.C., C. Gardner, K.C. Myers et F.W. Oehme. 1989. Ethylene glycol (antifreeze) poisoning in a free-ranging polar bear, *Veterinary and Human Toxicology* 31:317-319.
- Amstrup, S.C., B.G. Marcot et D.C. Douglas. 2007. Forecasting the rangewide status of polar bears at selected times in the 21st Century, USGS Alaska Science Center, Anchorage, Administrative Report, 126 p.
- Amstrup, S.C., T.L. McDonald et G.M. Durner. 2004. Using satellite radiotelemetry data to delineate and manage wildlife populations, *Wildl. Soc. Bull.* 32:661-679.

- Amstrup, S.C., I. Stirling et Lentfer, J. 1986. Size and trends of Alaskan polar bear populations, *Wildl. Soc. Bull.* 14:251-254.
- Amstrup, S.C., I. Stirling, T.S. Smith, C. Perham et G.W. Thiemann. 2006. Recent observations of intraspecific predation and cannibalism among polar bears in the southern Beaufort Sea, *Polar Biology* DOI 10,1007/s00300-006-0142-5 publié en ligne.
- Atatahak, G., et V. Banci (éd.). 2001. Traditional Knowledge Polar Bear Report, préparé pour le Department of Sustainable Development, Kugluktuk (Nunavut), 15 p.
- Arragutainaq, L. 2006. Communication personnelle (août 2006), Sanikiluaq (Nunavut).
- Atkinson, S.N., et M.A. Ramsay. 1995. The effects of prolonged fasting on the body composition and reproductive success of female polar bears, *Funct. Ecol.* 9:559-567.
- Barber, D.G., et J. Iacozza. 2004. Historical analysis of sea ice conditions in M'Clintock Channel and Gulf of Boothia, Nunavut: Implications for ringed Seal and polar bear habitat, *Arctic* 57:1-14.
- Barber, D.G., T.N. Papakyriakou, E.F. Ledrew et M.E. Shokr. 1995. An examination of the relation between the spring period evolution of the scattering coefficient (σ°) and radiative fluxes over landfast sea-ice, *Int. J. Remote Sens.* 16:3343-3363.
- Bernhoft, A., J.U. Skaare, Ø. Wiig, A.E. Derocher et H.J.S. Larsen. 2000. Possible immunotoxic effects of organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard, *J. Tox. Envir. Health A* 59:561-574.
- Bernhoft, A., Ø. Wiig et J.U. Skaare. 1996. Organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) in Svalbard, *Environ. Pollut.* 95:159-175.
- Bethke, R., M.K. Taylor, S. Amstrup et F. Messier. 1996. Population delineation of polar bears using satellite collar data, *Ecol. Appl.* 6:311-317.
- Born, E.W. 2002. Research on polar bears in Greenland, 1997-2001, p. 71, in N. Lunn, S. Schliebe et E.W. Born (éd.), groupe de spécialistes de l'ours blanc, du 23 au 28 juin 2001, Nuuk (Groenland), publication hors série n° 26 de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN, UICN, Gland, SUISSE, et Cambridge, ROYAUME-UNI.
- Born, E.W. 2005. The catch of polar bears in Greenland, 1993-2004, rapport présenté au cours de la réunion du Canadian Polar Bear Technical Committee, Edmonton, CANADA, Greenland Institute of Natural Resources, Nuuk (Groenland), 10 p.
- Born, E.W., A.D. Renzoni et R. Dietz. 1991. Total mercury in hair of polar bears (*Ursus maritimus*) from Greenland and Svalbard, *Polar Res.* 9:113-120.
- Born, E.W., et C. Sonne. 2005. Research on polar bears in Greenland 2001 to 2005, rapport présenté au cours de la 14^e réunion du groupe de spécialistes de l'ours blanc de l'UICN, Greenland Institute of Natural Resources, Nuuk (Groenland), 14 p.
- Born, E.W., Ø. Wiig et J. Thomassen. 1997. Seasonal and annual movements of radio-collared polar bears (*Ursus maritimus*) in northeast Greenland, *Journal of Marine Systems* 10:67-77.
- Brazil, J., et J. Goudie. 2006. A 5-year management plan (2006-2011) for the polar bear/nanuk (*Ursus maritimus*) in Newfoundland and Labrador, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador et le Department of Lands and Natural Resources, gouvernement de Nunatsiavut, 25 p.

- Brice-Bennett, C. 1976. Inuit land use in the east-central Canadian arctic, p. 63-81, *in* Inuit land use and occupancy project, Vol. 1, M. Freeman (éd.), ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Brice-Bennett, C. 1977. Land Use in the Nain and Hopedale Regions, p. 97-203, *in* Our footprints are everywhere, Inuit land use and occupancy in Labrador, C. Brice-Bennett (éd.), Labrador Inuit Association, Nain (Groenland).
- Brody, H. 1976. Inuit land use in North Baffin Island and Northern Foxe Basin, p. 153-171, *in* Inuit land use and occupancy project, Vol. 1, M. Freeman (éd.), ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Brook, R.K., et E.S. Richardson. 2002. Observations of polar bear predatory behaviour toward caribou, *Arctic* 55:193-196.
- Brower, C.D., A. Carpenter, M.L. Branigan, W. Calvert, T. Evans, A.S. Fischbach, J.A. Nagy, S. Schliebe et I. Stirling. 2002. The Polar Bear Management Agreement for the Southern Beaufort Sea: An evaluation of the first ten years of a unique conservation agreement, *Arctic* 55:362-372.
- Calvert, W., et I. Stirling. 1990. Interactions between polar bears and overwintering walruses in the central Canadian High Arctic, *Int. Conf. Bear Res. Manage.* 8:351-356.
- Carpenter, M. 2006. Communication personnelle (août 2006), Chef, Attawapiskat First Nation, Attawapiskat (Ontario).
- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations, John Wiley & Sons, New York (État de New York).
- Christensen, J.H., B. Hewitson, A. Busuioc, A. Chen, X. Gao, I. Held, R. Jones, R.K. Kolli, W.-T. Kwon, R. Laprise, V. Magaña Rueda, L. Mearns, C.G. Menéndez, J. Räisänen, A. Rinke, A. Sarr et P. Whetton. 2007: Regional Climate Projections, *in* Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (s. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller [éd.]), Cambridge University Press, Cambridge, ROYAUME-UNI, et New York (État de New York), ÉTATS-UNIS.
- Clark, D.A., I. Stirling et W. Calvert. 1997. Distribution, characteristics, and use of earth dens and related excavations by polar bears on the western Hudson Bay Lowlands, *Arctic* 50:158-166.
- Clark, J.D., et R. Eastridge. 2006. Growth and sustainability of black bears at White River National Wildlife Refuge, Arkansas, *J. Wildl. Manage.* 70:1094-1101.
- Comiso, J.C., et C.L. Parkinson. 2004. Satellite-observed changes in the Arctic, *Phys. Today* 57:38-44.
- Comité consultatif de la gestion de la faune (versant nord) et le Aklavik Hunters and Trappers Committee. 2003. Aklavik Inuvialuit describe the status of certain birds and animals on the Yukon North Slope, March, 2003, colligé par Barney Smith, rapport final, Comité consultatif de la gestion de la faune (versant nord), Whitehorse (Yukon). Accessible à l'adresse www.taiga.net/wmac/aklavikreport/index.html.

- COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Canada. Mise à jour., Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 34 p.
- CTOB (Comité technique de l'ours blanc). 2006. Compte rendu de la réunion de 2006 du Comité technique de l'ours blanc, St. John's, Terre-Neuve-et-Labrador, février 2006, Service canadien de la faune, Edmonton (Alberta), 25 p.
- CTOB. 2007. Compte rendu de la réunion de 2007 du Comité technique de l'ours blanc, Edmonton, Alberta, février 2007, Service canadien de la faune, Edmonton (Alberta), 31 p.
- Crête, M., D. Vandal, L.P. Rivest et F. Potvin. 1991. Double counts in aerial surveys to estimate polar bear numbers in the ice-free season, *Arctic* 44: 275-278.
- Crompton, A. 2004. A genetic assignment of the population structure of polar bears (*Ursus maritimus*) in the greater Hudson Bay ecosystem, thèse de maîtrise ès sciences, Trent University, Peterborough (Ontario).
- Cronin, M.A., S.C. Amstrup, G.W. Garner et E.R. Vyse. 1991. Interspecific and intraspecific mitochondrial DNA variation in North American bears (*Ursus*), *Can. J. Zool.* 69:2985-2992.
- DeMaster, D.P., M.C.S. Kingsley et I. Stirling. 1980. A multiple mark and recapture estimate applied to polar bears, *Can. J. Zool.* 58:644-658.
- DeMaster, D.P., et I. Stirling. 1981. *Ursus maritimus*, *Polar bear. Mamm. Spec.* 145:1-7.
- Derocher, A.E. 2005. Population ecology of polar bears at Svalbard, Norway, *Pop. Ecol.* 47:267-275.
- Derocher, A.E., D. Andriashek et I. Stirling. 1993. Terrestrial foraging by polar bears during the ice-free period in western Hudson Bay, *Arctic* 46:251-254.
- Derocher A.E., N.J. Lunn et I. Stirling. 2004. Polar bears in a warming climate, *Integr. and Comp. Biol.* 44:163-176.
- Derocher, A.E., et I. Stirling. 1990. Distribution of polar bears (*Ursus maritimus*) during the ice-free period in western Hudson Bay, *Can. J. Zool.* 68:1395-1403.
- Derocher, A.E., et I. Stirling. 1991. Oil contamination of two polar bears, *Polar Rec.* 27:56-57.
- Derocher, A.E., et I. Stirling. 1992. The population dynamics of polar bears in western Hudson Bay, p. 1150-1159, in D.R. McCullough et R.H. Barrett (éd.), *Wildlife 2001: Populations*, Elsevier, Amsterdam.
- Derocher, A.E., et I. Stirling. 1995a. Temporal variation in reproduction and body mass of polar bears in western Hudson Bay, *Can. J. Zool.* 73:1657-1665.
- Derocher, A.E., et I. Stirling. 1995b. Mark-recapture estimation of population size and survival rates for polar bears in western Hudson Bay, *J. Wildl. Manage.* 59:215-221.
- Derocher, A. E., et I. Stirling. 1998. Maternal investment and factors affecting offspring size in polar bears (*Ursus maritimus*), *J. Zool.*, London 245:253-260.
- Derocher, A.E., I. Stirling et D. Andriashek. 1992. Pregnancy rates and serum progesterone levels of polar bears in western Hudson Bay, *Can. J. Zool.* 70:561-566.
- Derocher, A.E., I. Stirling et W. Calvert. 1997. Male-biased harvesting of polar bears in western Hudson Bay, *J. Wildl. Manage.* 61:1075-1082.

- Derocher, A.E., et M. Taylor. 1994. Density-dependent population regulation of polar bears, p. 25-30, *in* Density-dependent population regulation of black, brown, and polar bears, M. Taylor (éd.), Int. Conf. Bear Res. Manage. Mon. Ser. No. 3.
- Derocher, A.E., et Ø. Wiig. 1999. Infanticide and cannibalism of juvenile polar bears (*Ursus maritimus*) in Svalbard, *Arctic* 52:307-310.
- Derocher, A.E., Ø. Wiig et M. Andersen. 2002. Diet composition of polar bears in Svalbard and the western Barents Sea, *Polar Biol.* 25:448-452.
- Derocher, A.E., Ø. Wiig et G. Bangjord. 2000. Predation of Svalbard reindeer by polar bears, *Polar Biology* 23:675-678.
- Dobey, S., D.B. Masters, B.K. Scheick, J.D. Clark, M.R. Peltonand et M.E. Sunquist. 2005. Ecology of Florida black bears in the Okefenokee-Osceola ecosystem, Wildl. Monogr. 158.
- Dowsley, M. 2005. Inuit knowledge regarding climate change and the Baffin Bay polar bear population, gouvernement du Nunavut, Ministère de l'Environnement, Final Wildlife Report 1, Iqaluit (Nunavut), 43 p.
- Dowsley, M., et M.K. Taylor. 2006a. Community consultations with Qikiqtarjuaq, Clyde River and Pond Inlet on management concerns for the Baffin Bay (BB) polar bear population: a summary of Inuit knowledge and community consultations, gouvernement du Nunavut, Ministère de l'Environnement, Final Wildlife Report 2, Iqaluit (Nunavut), 83 p.
- Dowsley, M., et M.K. Taylor. 2006b. Management consultations for the Western Hudson Bay (WH) polar bear population (01-02 December, 2005), gouvernement du Nunavut, Ministère de l'Environnement, Final Wildlife Report 3, Iqaluit (Nunavut), 55 p.
- Drummond, K.J. 2006. Canada's discovered oil and gas reserves north of 60, Drummond Consulting, Calgary (Alberta), 7 p.
- Durner, G.M., et S.C. Amstrup. 1995. Movements of a polar bear from northern Alaska to northern Greenland, *Arctic* 48:338-341.
- Durner, G.M., S.C. Amstrup et T.L. McDonald. 2001. Estimating the impacts of oil spills on polar bears, *Arc. Res. U. S.* 14:33-37.
- Durner, G.M., D.C. Douglas, R.M. Nielson, S.C. Amstrup et T.L. McDonald. 2007. Predicting the future distribution of polar bear habitat in the Polar Basin from resource selection functions applied to 21st century general circulation model projections of sea ice, USGS Alaska Science Center, Anchorage, Administrative Report, 55 p.
- Dyck, M.C., et K.J. Daley. 2002. Cannibalism of a yearling polar bear (*Ursus maritimus*) at Churchill, Canada, *Arctic* 55:190-193.
- Farquharson, D.R. 1976. Inuit land use in the west-central Canadian arctic, p 33-61, *in* Inuit land use and occupancy project, Vol. 1, M. Freeman (éd.), ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Fay, F.H. 1982. Ecology and biology of the Pacific Walrus, *Odobenus rosmarus divergens* Illiger, Department of the Interior des États-Unis, Fish and Wildlife Service, North American Fauna, Number 74, Washington D.C., 279 p.
- Ferguson, S.H., et P.D. McLoughlin. 2000. Effect of energy availability, seasonality, and geographic range on brown bear life history, *Ecography* 23:193-200.

- Ferguson, S.H., I. Stirling et P.D. McLoughlin. 2005. Climate change and ringed seal (*Phoca hispida*) recruitment in western Hudson Bay, *Mar. Mamm. Sci.* 21:121-135.
- Ferguson, S.H., M.K. Taylor, E.W. Born et F. Messier. 1998. Fractals, sea-ice landscape and spatial patterns of polar bears, *J. Biogeog.* 25:108-192.
- Ferguson, S.H., M.K. Taylor, E.W. Born, A. Rosing-Asvid et F. Messier. 2001. Activity and movement patterns of polar bears inhabiting consolidated versus active pack ice, *Arctic* 54:49-54.
- Ferguson, S.H., M.K. Taylor et F. Messier. 1997. Space use of polar bears in and around Auyuittuq National Park, Northwest Territories, during the ice-free period, *Can. J. Zool.* 75:1585-1594.
- Ferguson, S.H., M.K. Taylor, A. Rosing-Asvid, E.W. Born et F. Messier. 1999. Determinants of home range size in polar bears, *Ecol. Lett.* 2:311-318.
- Ferguson, S.H., M.K. Taylor et F. Messier. 2000a. Influence of sea ice dynamics on habitat selection by polar bears, *Ecology* 81:761-772.
- Ferguson, S.H., M.K. Taylor, A. Rosing-Asvid, E.W. Born et F. Messier. 2000b. Relationships between denning of polar bears and conditions of sea ice, *J. Mamm.* 81:1118-1127.
- Furnell, D.J., et D. Oolooyuk. 1980. Polar bear predation on ringed seals in ice-free water, *Can. Field-Nat.* 94:88-89.
- Furnell, D.J., et R. E. Schweinsburg. 1984. Population dynamics of central Arctic polar bears, *J. Wildl. Manage.* 48:722-728.
- Gagnon, A.S., et W.A. Gough. 2005a. Climate change scenarios for the Hudson Bay region: An intermodel comparison, *Climatic Change* 69:269-297.
- Gagnon, A.S., et W.A. Gough. 2005b. Trends in the dates of ice freeze-up and breakup over Hudson Bay, Canada, *Arctic* 58:370-382.
- Gau, R.J. 2006. Communication personnelle (mai 2006), Department of Resources, Wildlife, and Economic Development, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).
- Gentry, A. 2001. Nomenclatural notes: the authorship and date of the specific name of *Ursus* or *Thalarctos maritimus*, the polar bear, is Phipps (1774) and not Linnaeus (1758), *Bull. Zool. Nomen.* 58, Part 4.
- Gough, A.S., A.R. Cornwell et L.J.S. Tsuji. 2004. Trends in seasonal sea ice duration in southwestern Hudson Bay, *Arctic* 57:299-305.
- Gouvernement du Nunatsiavut. 2006. Polar bear Interviews with Elders from Nain, colligé par J. Goudie, document inédit.
- Hanski, I.A., et M.E. Gilpin (éd.). 1997. Metapopulation biology: Ecology, genetics, and evolution, Academic Press, San Diego (Californie).
- Harrington, C.R. 1968. Denning habits of the polar bear (*Ursus maritimus* Phipps), *Can. Wildl. Serv. Report Series No. 5*, 30 p.
- Heaton, T.H., et F. Grady. 1993. Fossil grizzly bears (*Ursus arctos*) from Prince of Wales Island, Alaska, offer new insights into animal dispersal, interspecific competition, and age of deglaciation, *Curr. Res. Pleist.* 10:98-100.
- Henriksen, E.O., Ø. Wiig, J.U. Skaare, G.W. Gabrielsen et A.E. Derocher. 2001. Monitoring PCBs in polar bears: lessons learned from Svalbard, *J. Env. Monit.* 3:493-498.
- Howe, E.J., M.E. Obbard et J.A. Schaefer. 2007. Extirpation risk of an isolated carnivore population under different management scenarios, *J. Wildl. Manage* (sous presse).

- IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group (groupe de spécialistes des ours blancs de la Commission de la sauvegarde des espèces [CSE] de l'Union mondiale pour la nature [UICN]). 2006. Polar bears: Proceedings of the 14th Working Meeting of the IUCN Polar Bear Specialist Group, J. Aars, A. Derocher et N.J. Lunn (éd.), UICN, Gland, SUISSE, et Cambridge, ROYAUME-UNI.
- Jonkel, C., P. Smith, I. Stirling et G.B. Kolenosky. 1976. The present status of the polar bear in the James Bay and Belcher Islands area, Publication hors-série n° 26, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).
- Kalxdorff, S.B. 1997. Collection of local knowledge regarding polar bear habitat use in Alaska, Marine Mammals Management, Fish and Wildlife Service, Region 7, Alaska, USFWS Technical Report MMM 97-2, Department of the Interior des États-Unis, 71 p.
- Kapashesit, P. 2006. Communication personnelle (août 2006), ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Moosonee (Ontario).
- Keith, D., J. Arqvig, L. Kamookak, J. Ameralik et la Gjoa Haven Hunters' and Trappers' Organization. 2005. Inuit Qaujimaningit Nanurnut, Inuit Knowledge of Polar Bears, Gjoa Haven Hunters' and Trappers' Organization et CCI Press, Edmonton (Alberta).
- Kemp, W.B. 1976. Inuit land use in south and east Baffin Island, p. 125-151, *in* Inuit land use and occupancy project, Vol. 1, M. Freeman (éd.), ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Kiliaan, H.P.L., I. Stirling et C. Jonkel. 1978. Notes on polar bears in the area of Jones Sound and Norwegian Bay, *Can. Wild. Serv. Prog. Note* 88, 21 p.
- Kingsley, M.C.S., I. Stirling et W. Calvert. 1985. The distribution and abundance of seals in the Canadian High Arctic, 1980-82, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1189-1210.
- Kolenosky, G.B., K.F. Abraham et C.J. Greenwood. 1992. Polar bears of southern Hudson Bay. Polar Bear Project, 1984-88, Final Report, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Maple (Ontario).
- Kolenosky, G.B., et J.P. Prevelt. 1983. Productivity and maternity denning of polar bears in Ontario, *Int. Conf. Bear Res. Manage.* 5:238-245.
- Kotierk, M. 2005. Communication personnelle (juillet 2005), ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut, Igloolik (Nunavut).
- Kowalska, Z. 1962. Intergeneric crossbreed of the brown bear *Ursus arctos* L., and the polar bear *Thalarctos maritimus* (Phipps), *Przegląd Zoologiczny*, 6:230, 1 pl. [Document en polonais, mais comprend un résumé en anglais.]
- Kowalska, Z. 1965. Cross breeding between a female European brown bear and a male polar bear in Lodz Zoo, *Przegląd Zoologiczny*, 9:313-319. [Document en polonais, mais comprend un résumé en anglais.]
- Kowalska, Z. 1969. A note on bear hybrids *Thalarctos maritimus* and *Ursus arctos* at Lodz zoo, *Int. Zoo. Year* 9:89.
- Kucklick, J.R., W.D.J. Struntz, P.R. Becker, G.W. York, T.M. O'Hara et J.E. Bohonowych. 2002. Persistent organochlorine pollutants in ringed seals and polar bears collected from northern Alaska, *Sci. Tot. Envi.* 287:45-59.
- Kurtén, B. 1964. The evolution of the polar bear, *Ursus maritimus* Phipps, *Acta Zool. Fenn.* 108:1-30.

- Kyle, C.J., et C. Strobeck, 2001. Genetic structure of North American wolverine (*Gulo gulo*) populations, *Mol. Ecol.* 10:337-347.
- Lamb, H.H. 1977. Climate: Present, past and future, Vol. 2. Climatic history and future, Methuen, London.
- Larsen, T., C. Jonkel et C. Vibe. 1983. Satellite radio-tracking of polar bears between Svalbard and Greenland, *Int. Conf. Bear Res. Manage.* 5:230-237.
- Lemke, P., J. Ren, R.B. Alley, I. Allison, J. Carrasco, G. Flato, Y. Fujii, G. Kaser, P. Mote, R.H. Thomas et T. Zhang. 2007: Observations: Changes in Snow, Ice and Frozen Ground, *in* Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller [éd.]), Cambridge University Press, Cambridge, ROYAUME-UNI, et New York (État de New York), ÉTATS-UNIS.
- Lentfer, J.W., R.J. Hensel, J.R. Gilbert et F.E. Sorensen. 1980. Population characteristics of Alaskan polar bears, *Int. Conf. Bear Res. Manage.* 4:109-116.
- Letcher, R.J., R.J. Norstrom et Å. Bergman. 1995. Geographical distribution and identification of methyl sulphone PCB and DDE metabolites in pooled polar bear (*Ursus maritimus*) adipose tissue from western hemisphere Arctic and Subarctic regions, *Sci. Total Envir.* 160/161:409-420.
- Lewis, A., W. Doidge et S. Suppa. 2006. Update of traditional knowledge on polar bears at Inukjuak and Puvirnutuq, Nunavik, report 12-493 présenté au Fonds autochtones pour les espèces en péril, Environnement Canada, Région du Québec, Nunavik Research Centre, Makivik Corporation, Kuujuaq (Québec).
- Lie E., H.J.S. Larsen, S. Larsen, G.M. Johansen, A.E. Derocher, N.J. Lunn *et al.* 2004. Does high organochlorine (OC) exposure impair the resistance to infection in polar bears (*Ursus maritimus*)? Part I: Effect of OCs on the humoral immunity, *J. Toxicol. Environ. Health A* 67:555-582.
- Lie E., H.J.S. Larsen, S. Larsen, G.M. Johansen, A.E. Derocher, N.J. Lunn *et al.* 2005. Does high organochlorine (OC) exposure impair the resistance to infection in polar bears (*Ursus maritimus*)? Part II: Possible effects of OCs on mitogen and antigen-induced lymphocyte proliferation, *J. Toxicol. Environ. Health A* 68:457-484.
- Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae*, Ed. 10, Vol. 1. 824 p. Salvii, Holmiae.
- Lowry, L.F., J.J. Burns et R.R. Nelson. 1987. Polar bear, *Ursus maritimus*, predation on belugas, *Delphinapterus leucas*, in the Bering and Chukchi Seas, *Can. Field-Nat.* 101:141-146.
- Lunn, N.J., et I. Stirling. 1995. The significance of supplemental food to polar bears during the ice-free period of Hudson Bay, *Can. J. Zool.* 63:2291-2297.
- Lunn, N.J., I. Stirling et D. Andriashek. 1995. Movements and distribution of polar bears in the northeastern Beaufort Sea and McClure Strait, rapport final préparé par le Service canadien de la faune et présenté au Inuvialuit Wildlife Management Advisory Committee, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 65 p.
- Lunn, N.J., I. Stirling, D. Andriashek et G.B. Kolenosky. 1997. Re-estimating the size of the polar bear population in western Hudson Bay, *Arctic* 50:234-240.
- Lunn, N.J., I. Stirling, D. Andriashek et E. Richardson. 2004. Selection of maternity dens by female polar bears in western Hudson Bay, *Polar Biol.* 27:350-356.

- Lunn, N.J., I. Stirling, E. Richardson, D. Andriashek, W. Calvert, G. Thiemann et C. Davis. 2006. Rapport du Service canadien de la faune, rapport présenté au Canadian Polar Bear Technical Committee, St. Johns (Terre-Neuve), CANADA, Service canadien de la faune, Edmonton (Alberta), 17 p.
- Martin, P.L. 1876. *Ursus arctos* and *Ursus maritimus*. On bastards between these species born in Nill's menagerie at Stuttgart, *Zoologische Garten* 1876:20-22. [*Zoologische Garten*, 1877:135-136, W. Stendell et E. von Martens, tom. cit., p. 401-402.]
- Martin, P.L. 1882. On a hybrid between a male *Ursus maritimus* and a female *Ursus arctos*, *Zoologische Garten* 1882:xxiii, 370.
- Mauritzen, M., A.E. Derocher, O. Pavlova et Ø. Wiig. 2003. Female polar bears, *Ursus maritimus*, on the Barents Sea drift ice: walking the treadmill, *Anim. Behav.* 66:107-113.
- McDonald, M, L. Arragutainaq et Z. Novalinga (éd.). 1997. Voices from the Bay: Traditional ecological knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay Bioregion, Canadian Arctic Resources Committee et le Environmental Committee de la municipalité de Sanikiluaq, Ottawa (Ontario).
- McLoughlin, P.D., M.K. Taylor et F. Messier. 2005. Conservation risks of male-selective harvest for mammals with low reproductive potential, *J. Wildl. Manage.* 69:1592-1600.
- Messier, F. 2000. Effects of capturing, tagging and radio-collaring polar bears for research and management purposes in Nunavut and the Northwest Territories, rapport présenté au gouvernement du Nunavut, 64 p.
- Messier, F., M.K. Taylor, A. Plante et T. Romito. 2001. Atlas of polar bear movements in Nunavut, Northwest Territories, and neighbouring areas, Nunavut Wildlife Service et University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan).
- Messier, F., M.K. Taylor et M.A. Ramsay. 1992. Seasonal activity patterns of female polar bears in the Canadian Arctic as revealed by satellite telemetry, *J. Zool.* (Lond) 226:219-229.
- Messier, F., M.K. Taylor et M.A. Ramsay. 1994. Denning ecology of polar bears in the Canadian Arctic Archipelago, *J. Mammal.* 75:420-430.
- Monnett, C., et J.S. Gleason. 2006. Observations of mortality associated with extended open-water swimming by polar bears in the Alaskan Beaufort Sea, *Polar Biol.* publié en ligne en janvier (DOI 10.1007/s00300-005-0105-2).
- Muir, D.C.G., S. Backus, A.E. Derocher, R. Dietz, T.J. Evans, G.W. Gabrielsen, J. Nagy, R.J. Norstrom, C. Sonne, I. Stirling, M.K. Taylor et R.J. Letcher. 2006. Brominated flame retardants in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, the Canadian Arctic, East Greenland, and Svalbard, *Envi. Sci. Tech.* 40:449-455.
- Nageak, B.P., C.D.N. Brower et S.L. Schliebe. 1994. Polar bear management in the southern Beaufort Sea: An agreement between the Inuvialuit Game Council and North Slope Burrough Fish and Game Committee, *Trans. N. Amer. Wildl. Natur. Resour. Conf.* 59:337-343.
- Nirlungayuk, G. 2008. Communication personnelle (janvier 2008), transcription d'un entretien par téléphone entre M. Doswely et G. Nirlungayuk.

- Norstrom, R.J., M. Simon et D.C.G. Muir. 1988. Organochlorine contaminants in arctic marine food chains: identification, geographical and temporal trends in polar bears, *Environ. Sci. Technol.* 22:1063-1071.
- Norstrom, R.J., et D.C.G. Muir. 1994. Chlorinated hydrocarbon contaminants in arctic marine mammals, *Sci. Tot. Environ.* 154:107-128.
- Norstrom, R.J., S.E. Belikov, E.W. Born, G.W. Garner, B. Malone, S. Olpinski, M.A. Ramsay, S. Schliebe, I. Stirling, M.S. Stishov, M. K. Taylor et Ø. Wiig. 1998. Chlorinated hydrocarbon contaminants in polar bears from eastern Russia, North America, Greenland, and Svalbard: Biomonitoring of Arctic pollution, *Arch. Env. Cont. Tox.* 35:354-367.
- NTI (Nunavut Tunngavik Inc.). 2005. What if the winter doesn't come? Inuit perspectives on climate change adaptation challenges in Nunavut, rapport d'atelier sommaire, du 15 au 17 mars 2005, Iqaluit (Nunavut).
- Obbard, M.E., M.R.L. Cattet, T. Moody, L.R. Walton, D. Potter, J. Inglis et C. Chenier. 2006. Temporal trends in the body condition of Southern Hudson Bay polar bears, Climate Change Research Information Note, No, 3, Applied Research and Development Branch, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario).
- Obbard, M.E., T.L. McDonald, E.J. Howe, E.V. Regehr et E.S. Richardson. 2007. Trends in abundance and survival for polar bears from Southern Hudson Bay, Canada, 1984–2005, USGS Alaska Science Center, Anchorage, Administrative Report, 36 p.
- Obbard, M.E., et L.R. Walton. 2004. The importance of Polar Bear Provincial Park to the Southern Hudson Bay polar bear population in the context of future climate change, *in* Parks and protected areas research in Ontario, 2004: planning northern parks and protected areas: proceedings of the Parks Research Forum of Ontario annual general meeting, *édité par* C.K. Rehbein, J.G. Nelson, T.J. Beechey et R.J. Payne, Parks Research Forum of Ontario, Waterloo (Ontario).
- Øritsland, N.A., F.R. Engelhardt, F.A. Juck, R.J. Hurst et P.D. Watts. 1981. Effets du pétrole brut sur les ours blancs, Étude environnementale no 24, Programme des affaires du Nord, Direction de la protection de l'environnement du Nord, Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Oskam, I.C., E. Ropstad, E. Lie, A.E. Derocher, Ø. Wiig, E. Dahl *et al.* 2004. Organochlorines affect the steroid hormone cortisol in free-ranging polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard, Norway, *J Toxicol Environ Health A* 67:959-977.
- Paetkau, D., W. Calvert, I. Stirling et C. Strobeck. 1995. Microsatellite analysis of population structure in Canadian polar bears, *Mol. Ecol.* 4:347-354.
- Paetkau D.H., L.P. Waits, P.L. Clarkson, L. Craighead et C. Strobeck. 1997. An empirical evaluation of genetic distance statistics using microsatellite data from bear (Ursidae) populations, *Genetics* 147:1943-1957.
- Paetkau, D., S.C. Amstrup, E.W. Born, W. Calvert, A.E. Derocher, G.W. Garner, F. Messier, I. Stirling, M.K. Taylor, O. Wiig et C. Strobeck. 1999. Genetic structure of the world's polar bear populations, *Mol. Ecol.* 8:1571-1584.
- Palmer, S.S., R.A. Nelson, M.A. Ramsey, I. Stirling et J.M. Bahr. 1988. Annual changes in serum sex steroids in male and female black (*Ursus americanus*) and polar (*Ursus maritimus*) bears, *Biol. Repr.* 38:1044-1050.

- Parcs Canada. 2004. Paulatuq Oral History Project: Inuvialuit Elders Share Their Stories, Parcs Canada, Centre de services de l'Arctique de l'Ouest, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest).
- Parkinson, C.L., et D.J. Cavalieri. 2002. A 21 year record of Arctic sea-ice extents and their regional, seasonal, and monthly variability and trends, *Annals of Glaciology* 34:441-446.
- Pasitschniak-Arts, M., et F. Messier. 1999. Brown (grizzly) and polar bears, p. 409-428, *in* Ecology and management of large mammals in North America, P. Krausman et S. Demarais (éd.), Prentice-Hall (État de New York).
- Peacock, E., et M.K. Taylor. 2007. Polar bears of western Hudson Bay: survey extension investigation, Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut, Project # 2-07-19, Igloolik (Nunavut), 16 p.
- Peacock, E., M.K. Taylor et M.G. Dyck. 2006. Davis Strait Population Survey Interim Report – 2006, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut, Igloolik (Nunavut), 14 p.
- Perham, C.J. 2005. Proceedings of the Beaufort Sea Polar Bear Monitoring Workshop, OCS Study MMS 2005-034, préparé par le U.S. Fish and Wildlife Service-Marine Mammals Management, Anchorage (Alaska), et présenté au Dept. of the Interior des États-Unis, Minerals Management Service, Alaska OCS Region, Anchorage (Alaska), 26 p. + annexes.
- Phipps, C.J. 1774. A voyage towards the North Pole undertaken...1773. viii, 253 p., 14 pls. Nourse, London.
- Polischuk, S.C., R.J. Norstrom et M.A. Ramsay. 2002. Body burdens and tissue concentrations of organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) vary during seasonal fasts, *Envir. Poll.* 118:29-39.
- Prestrud, P., et I. Stirling. 1994. The international polar bear agreement and the current status of polar bear conservation, *Aqu. Mamm.* 20:1-12.
- Ramsay, M.A., et R.L. Dunbrack. 1986. Physiological constraints on life history phenomena: The example of small bear cubs at birth, *Am. Nat.* 127:735-743.
- Ramsay, M.A., et K.A. Hobson. 1991. Polar bears make little use of terrestrial food webs: Evidence from stable-carbon isotope analysis, *Oecologia* 86:598-600.
- Ramsay, M.A., et I. Stirling. 1988. Reproductive biology and ecology of female polar bears (*Ursus maritimus*), *J. Zool. (Lond.)* 214:601-634.
- Ramsay, M.A., et I. Stirling. 1990. Fidelity of female polar bears to winter den sites, *J. Mamma.* 71:233-236.
- Regehr, E.V., S.C. Amstrup et I. Stirling. 2006. Polar bear population status in the southern Beaufort Sea: U.S. Geological Survey Open-File Report 2006-1337, 30 p.
- Regehr, E.V., N.J. Lunn, S.C. Amstrup et I. Stirling. 2007a. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in Western Hudson Bay, *J. Wildl. Manage.* 71:2673-2683.
- Regehr, E.V., C.M. Hunter, H. Caswell, S.C. Amstrup et I. Stirling. 2007b. Polar bears in the Southern Beaufort Sea I: Survival and Breeding in Relation to Sea Ice Conditions, 2001-2006, USGS Alaska Science Center, Anchorage, Administrative Report, 45 p.

- Richardson, E., I. Stirling et D.S. Hik. 2005. Polar bear (*Ursus maritimus*) maternity denning habitat in western Hudson Bay: A bottom-up approach to resource selection functions, *Can. J. Zool.* 83:860-870.
- Riewe, R. 1976. Inuit land use in the High Canadian Arctic, p. 173-184, *in* Inuit land use and occupancy project, Vol. 1, M. Freeman (éd.), ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Rosing-Asvid, A. 2002. The polar bear hunt in Greenland, Technical report No. 45, Greenland Institute of Natural Resources, Nuuk, 25 p.
- Rosing-Asvid, A., et E.W. Born. 1990. Fangst af isbjørn (*Ursus maritimus*) i Avanersuaq og Upernavik kommuner: en interviewundersøgelse, [le document comprend un résumé en anglais], Teknisk rapport – Grønlands Hjemmestyre, Miljø- og Naturforvaltning, Rapport nr. 23 – December 1990:64 p.
- Rosing-Asvid, A., E.W. Born et M.C.S. Kingsley. 2002. Age at sexual maturity of males and timing of the mating season of polar bears (*Ursus maritimus*) in Greenland, *Polar Biol.* 25:878-883.
- Roy, M.S., E. Gefen, D. Smith, E.A. Ostrander et R.K. Wayne. 1994. Patterns of differentiation and hybridization in North American wolflike canids, revealed by analysis of microsatellite Loci. *Mol. Biol. Evol.* 11:553-570.
- Saunders, B.L. 2005. The mating system of polar bears in the central Canadian Arctic, thèse de maîtrise ès sciences, Queens University, Kingston (Ontario).
- SCF (Service canadien de la faune). 2008. Communication personnelle (janvier 2008), Service canadien de la faune, Edmonton (Alberta).
- Schliebe, S.L., T.J. Evans, S. Miller, C.J. Perham et J. Wilder. 2006. Summary of polar bear management in Alaska 2004/2005, rapport présenté au Canadian Polar Bear Technical Committee, St. Johns (Terre-Neuve), CANADA, USFWS, Marine Mammals Management, Anchorage (Alaska), 19 p.
- Schweinsburg, R.E., L.J. Lee et P.B. Latour. 1982. Distribution, movement, and abundance of polar bears in Lancaster Sound, Northwest Territories, *Arctic* 35:159-169.
- Skaare, J.U., A. Bernhoft, Ø. Wiig, K.R. Norum, E. Haug, D.M. Eide et A.E. Derocher. 2001. Relationships between plasma levels of organochlorines, retinol and thyroid hormones from polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard, *J. Envir. Health Tox.* 62:227-241.
- Skaare J.U., H.J. Larsen, E. Lie, A. Bernhoft, A.E. Derocher, R. Norstrom *et al.* 2002. Ecological risk assessment of persistent organic pollutants in the arctic, *Toxicology* 181:193-197.
- Skinner, W.R., R.L. Jeffries, T.J. Carleton, R.F. Rockwell et K.F. Abraham. 1998. Prediction of reproductive success and failure in lesser snow geese based on early season climatic variables, *Glob. Change Biol.* 4:3-16.
- Smith, A.E., et M.R.J. Hill. 1996. Polar bear, *Ursus maritimus*, depredation of Canada Goose, *Branta canadensis*, nests, *Can. Field-Nat.* 110:339-340.
- Smith, P., I. Stirling, C. Jonkel et I. Juniper. 1975. Aperçu de l'état actuel de l'ours blanc (*Ursus maritimus*) dans la baie d'Ungava et le nord du Labrador, Cahiers de biologie No. 53, Service canadien de la faune, 9 p.
- Smith, T.G. 1980. Polar bear predation of ringed and bearded seals in the land-fast sea ice habitat, *Can. J. Zool.* 58:2201-2209.

- Smith, T.G., et B.L. Sjare. 1990. Predation of belugas and narwhals by polar bears in nearshore areas of the Canadian High Arctic, *Arctic* 43:99-103.
- Smithwick, M., S.A. Mabury, K. Solomon, C. Sonne, J.W. Martin, E. W. Born, R. Dietz, A.E. Derocher, R.J. Letcher, T.J. Evans, G. Gabrielsen, J. Nagy, I. Stirling, M. Taylor et D.C.G. Muir. 2005. Circumpolar study of Perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*), *Environ. Sci. Tech.* 39:5517-5523.
- Solomon, A. 2006. Communication personnelle (août 2006), Chef, Fort Albany First Nation, Fort Albany (Ontario).
- Sonne, C., R. Dietz, E.W. Born, F.F. Riget, M. Kirkegaard, L. Hyldstrup *et al.* 2004. Is bone mineral composition disrupted by organochlorines in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*)? *Environ. Health Perspect.* 112:1711-1716.
- Stirling, I. 1977. Adaptations of Weddell and ringed seals to exploit the polar fast ice habitat in the absence or presence of surface predators, p. 741-748, *in* Adaptations within Antarctic ecosystems, G.A. Llano (éd.), Gulf, Houston (Texas).
- Stirling, I. 1988a. Polar bears, University of Michigan Press, Ann Arbor (Michigan).
- Stirling, I. 1988b. Attraction of polar bears *Ursus maritimus* to offshore drilling sites in the eastern Beaufort Sea, *Polar Rec.* 24:1-8.
- Stirling, I. 1990. Polar bears and oil: ecologic effects, p. 223-234, *in* Synthesis of effects of oil on marine mammals, J.R. Geraci et D.J. St. Aubin (éd.), Academic Press, New York (État de New York).
- Stirling, I. 2005. Reproductive rates of ringed seals and survival of pups in northwestern Hudson Bay, Canada, 1991-2000, *Polar Biol.* 28:381-387.
- Stirling, I., et D. Andriashek. 1992. Terrestrial denning of polar bears in the eastern Beaufort Sea area, *Arctic* 45:363-366.
- Stirling, I., D.A. Andriashek et W. Calvert. 1993. Habitat preferences of polar bears in the western Canadian Arctic in late winter and spring, *Polar Rec.* 29:13-24.
- Stirling, I., D. Andriashek, P. Latour et W. Calvert. 1975. The distribution and abundance of polar bears in the eastern Beaufort Sea, rapport final présenté dans le cadre du Beaufort Sea Project, Fisheries and Marine Service, Department of Environment, Victoria (Colombie-Britannique), 59 p.
- Stirling, I., D. Andriashek, C. Spencer et A.E. Derocher. 1988. Assessment of the polar bear population in the eastern Beaufort Sea, rapport final présenté dans le cadre du Northern Oil and Gas Assessment Program, Service canadien de la faune, Edmonton (Alberta), 81 p.
- Stirling, I., et W.R. Archibald. 1977. Aspects of predation of seals by polar bears, *J. Fish. Res. Bd. Canada* 34:1126-1129.
- Stirling, I., W. Calvert et D. Andriashek. 1980. Études écologiques de la population d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, Publication hors-série n° 44, Service canadien de la faune, 34 p.
- Stirling, I., W. Calvert et H. Cleator. 1982. Underwater vocalizations as a tool for studying the distribution and relative abundance of wintering pinnipeds in the High Arctic, *Arctic* 36:262-274.
- Stirling, I., et A.E. Derocher. 1993. Possible impacts of climatic warming on polar bears, *Arctic* 46:240-245.

- Stirling, I., C. Jonkel, P. Smith, R. Robertson et D. Cross. 1977. The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay, Publication hors-série n° 33, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).
- Stirling, I., et H.P.L. Kiliaan. 1980. Études écologiques de la population d'ours blancs dans le nord du Labrador, Publication hors-série n° 42, Service canadien de la faune, 21 p.
- Stirling, I., et N.J. Lunn. 1997. Environmental fluctuations in Arctic marine ecosystems as reflected by variability in reproduction of polar bears and ringed seals, p. 167-181, *in* Ecology of arctic environments, S.J. Woodin et M. Marquiss (éd.), Blackwell, Oxford, ANGLETERRE.
- Stirling, I., N.J. Lunn et J. Iacozza. 1999. Long-term trends in the population ecology of polar bears in Western Hudson Bay in relation to climatic change, *Arctic* 52:294-306.
- Stirling, I., N.J. Lunn, J. Iacozza, C. Elliott et M.E. Obbard. 2004. Polar bear distribution and abundance on the Southwestern Hudson Bay Coast during open water season, in relation to population trends and annual ice patterns, *Arctic* 57:15-26.
- Stirling, I., T.L. McDonald, E.S. Richardson et E.V. Regehr. 2007. Polar bear population status in the Northern Beaufort Sea, USGS Alaska Science Center, Anchorage, Administrative Report, 33 p.
- Stirling, I., et N.A. Øritsland. 1995. Relationships between estimates of ringed seal and polar bear populations in the Canadian Arctic, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:2594-2612.
- Stirling, I., et C.L. Parkinson. 2006. Possible effects of climate warming on selected populations of polar bears (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic, *Arctic* 59:261-275.
- Talbot, S.L., et G.F. Shields. 1996a. A phylogeny of the bears (*Ursidae*) inferred from complete sequences of three mitochondrial genes, *Mol. Phyl. Evol.* 5:567-575.
- Talbot, S.L., et G.F. Shields. 1996b. Phylogeography of brown bears (*Ursus arctos*) of Alaska and paraphyly within the *Ursidae*, *Mol. Phyl. Evol.* 5:477-494.
- Taylor, M. (éd.) 1994. Density-dependent population regulation of black, brown, and polar bears, *Int. Conf. Bear Res. Manage. Mon. Ser.* 3:1-30.
- Taylor, M.K., S. Akeagok, D. Andriashek, W. Barbour, E.W. Born, W. Calvert, H.D. Cluff, S. Ferguson, J. Laake A. Rosing-Asvid, I. Stirling et F. Messier. 2001. Delineating Canadian and Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) populations by cluster analysis of movements, *Can. J. Zool.* 79:690-709.
- Taylor, M.K., D.P. DeMaster, F.L. Bunnell et R.E. Schweinsburg. 1987. Modelling the sustainable harvest of female polar bears, *J. Wildl. Manage.* 51:811-820.
- Taylor, M.K., J. Laake, H.D. Cluff, M. Ramsay et F. Messier. 2002. Managing the risk of harvest for the Viscount Melville Sound polar bear population, *Ursus* 13:185-202.
- Taylor, M.K., J. Laake, P.D. McLoughlin, E.W. Born, H.D. Cluff, S.H. Ferguson, A. Rosing-Asvid, R. Schweinsburg et F. Messier. 2005. Demography and viability of a hunted population of polar bears, *Arctic* 58:203-215.
- Taylor, M.K., J.L. Laake, P.D. McLoughlin, H.D. Cluff et F. Messier. 2006a. Demographic parameters and harvest-explicit population viability analysis for polar bears in M'Clintock Channel, Nunavut, *J. Wildl. Manage.* 70:1667-1673.

- Taylor, M.K., J.L. Laake, P.D. McLoughlin, H.D. Cluff, E.W. Born, A. Rosing-Asvid et F. Messier. 2008a. Population parameters and harvest risks for polar bears (*Ursus maritimus*) in Kane Basin, Nunavut and Greenland, *Polar Biology* 31:491-499.
- Taylor, M.K., J.L. Laake, P.D. McLoughlin, H.D. Cluff et F. Messier 2008b. Mark-recapture and stochastic population models for polar bears in the High Arctic, *Arctic* 36 p. (accepté le 23 octobre 2007).
- Taylor, M.K., J.L. Laake, P.D. McLoughlin, H.D. Cluff et F. Messier. 2008c. Demography and population viability of polar bears in the Gulf of Boothia, Nunavut, *Marine Mammal Science* 28 p. [En examen]
- Taylor, M.K., T. Larsen et R.E. Schweinsburg. 1985. Observations of intraspecific aggression and cannibalism in polar bears (*Ursus maritimus*), *Arctic* 38:30-39.
- Taylor, M., et J. Lee. 1994. Tetracycline as a biomarker for polar bears, *Wildl. Soc. Bull.* 22:83-89.
- Taylor, M.K., et L.J. Lee. 1995. Distribution and abundance of Canadian polar bear populations: a management perspective, *Arctic* 48:147-154.
- Taylor, M.K., J. Lee et P.D. McLoughlin. 2006b. Estimating population size of polar bears in Foxe Basin, Nunavut, using tetracycline biomarkers, gouvernement du Nunavut, ministère de l'Environnement, Final Wildlife Report: 1, Iqaluit, 29 p.
- Taylor, M.K., P.D. McLoughlin et F. Messier. 2008d. Sex-selective harvesting of polar bears, *Wildlife Biology* 14: sous presse.
- Taylor, M.K., M. Obbard, B. Pond, M. Kuk et D. Abraham. A guide to using RISKMAN: Stochastic and deterministic population modelling RISK MANAGEMENT decision tool for harvested and unharvested populations, Version 1.9, Peterborough: ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Également accessible à l'adresse <http://www.nrdpfc.ca/riskman/riskman.htm>.
- Thenius, E. 1953. Concerning the analysis of the teeth of polar bears, *Mammal. Bull.* 1:14-20.
- Thiemann, G.W., A.E. Derocher et I. Stirling. Sous presse. Polar bear conservation in Canada: an ecological basis for identifying designatable units, *Oryx*, sous presse.
- Treseder, L., et A. Carpenter. 1989. Polar bear management in the southern Beaufort Sea, *Information North* 15:2-4.
- UICN (Union mondiale pour la nature). 2006. La liste rouge de l'UICN des espèces menacées 2006. UICN, Gland, SUISSE, et Cambridge, ROYAUME-UNI. <<http://www.iucnredlist.org>>. Liste téléchargée le 4 mai 2006.
- Usher, P. 1976. Inuit land use in the Western Canadian Arctic, p. 21-31, *in* Inuit land use and occupancy project, Vol. 1, M. Freeman (éd.), ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Val, E. 1976. Inuit land use in the Port Burwell Area, p. 121-123, *in* Inuit land use and occupancy project, Vol. 1, M. Freeman (éd.), ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa (Ontario).
- Van de Velde, F., I. Stirling et E. Richardson. 2003. Polar bear (*Ursus maritimus*) denning in the area of the Simpson Peninsula, Nunavut, *Arctic* 56:191-197.
- van Coeverden de Groot, P.J. 2007. Communication personnelles (août 2007), Queen's University, Kingston (Ontario).
- Watts, P.D., et S.E. Hansen. 1987. Cyclic starvation as a reproductive strategy in the polar bear, *Symp. Zool. Soc. Lond.* 57:306-318.

- Wear, B.J., R. Eastridge et J.D. Clark. 2005. Factors affecting settling, survival, and viability of black bears reintroduced to Felsenthal National Wildlife Refuge, Arkansas, *Wildl. Soc. Bull.* 33:1363-1374.
- Weir, B.S., et C.C. Cockerham. 1984. Estimating *F*-statistics for the analysis of population structure, *Evolution* 38:1358-1370.
- Welch, H.E., M.A. Bergmann, T.D. Siferd, K.A. Martin, M.F. Curtis, R.E. Crawford, R.J. Conover et H. Hop. 1992. Energy flow through the marine ecosystem of the Lancaster Sound Region, Arctic Canada, *Arctic* 45:343-357.
- Wimsatt, W.A. 1963. Delayed implantation in the Ursidae, with particular reference to the black bear (*Ursus americanus* Pallas), p. 49-76, in *Delayed implantation*, A.C. Enders (éd.), University of Chicago Press, Chicago (Illinois).
- Wolkers, H., B. Van Bavel, A.E. Derocher, Ø. Wiig, K.M. Kovacs, C. Lydersen et G. Lindström. 2004. Congener-specific accumulation and food chain transfer of polybrominated diphenyl ethers in two Arctic food chains, *Environ. Sci. Tech.* 38:1667-1674.

13. SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

M. Philip McLoughlin (Ph.D.) a participé activement aux réunions du comité technique fédéral-provincial-territorial sur l'ours blanc (CTOB) au cours des quatre dernières années et a récemment agi à titre de spécialiste invité (délégation canadienne) à la 14^e réunion de travail du groupe de spécialistes de l'ours blanc de la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) de l'Union mondiale pour la nature (UICN) (qui s'est tenue du 20 au 24 juin 2005, à Seattle, dans l'État de Washington). Dans ses travaux sur l'ours blanc, M. McLoughlin s'intéresse principalement à l'analyse des données de marquage-recapture, à l'analyse de viabilité des populations et au rôle des prises d'ours blancs plus élevées pour un sexe que pour l'autre dans la gestion des populations. M. McLoughlin a publié de nombreux articles portant sur l'ours blanc et l'ours grizzli dans des revues avec comité de lecture.

M. Mitch Taylor (Ph.D.) a consacré les 30 dernières années de sa vie à l'étude scientifique et à la gestion des ours blancs au Canada. M. Taylor est auteur de plus de 40 articles sur l'espèce, publiés dans des revues avec comité de lecture, dans lesquels il a largement présenté les résultats de travaux de recherche sur le terrain dont il était le maître d'œuvre. M. Taylor est aussi corédacteur du rapport de mise à jour du COSEPAC sur la situation de l'ours blanc au Canada de 2002. Il occupe le poste de gestionnaire de la section de la recherche sur la faune (Wildlife Research Section) du ministère de l'Environnement du gouvernement du Nunavut, et est depuis longtemps membre du CTOB et du groupe de spécialistes de l'ours blanc de la CSE de l'UICN.

M^{me} Martha Dowsley est doctorante au département de géographie de l'Université McGill, sous la direction de M. George Wenzel (Ph.D). Ses travaux portent sur la gouvernance des ressources en propriété commune, dont les ours blancs. Elle examine actuellement l'ampleur des changements dans les perceptions des Inuits à l'égard de l'ours blanc. Son expérience dans l'Arctique comprend de nombreuses consultations communautaires auprès des Inuits concernant les préoccupations relatives à la gestion de la population d'ours blancs et aux effets possibles des changements climatiques sur l'espèce. Elle a notamment effectué plus de 70 entrevues avec des aînés et des chasseurs actifs au sujet de la chasse à l'ours blanc ainsi que de la gestion et des utilisations culturelles de cette espèce. Dans le cadre de ses recherches, M^{me} Dowsley a aussi réalisé un examen approfondi des archives d'histoire orale d'Igloodik portant sur l'utilisation traditionnelle de l'ours blanc par les Inuits.