

Programme de rétablissement de la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada

Loutre de mer



Décembre 2007



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Canada

La série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*

Qu'est-ce que la *Loi sur les espèces en péril* (LEP)?

La LEP est la loi fédérale qui constitue l'une des pierres d'assise de l'effort national commun de protection et de conservation des espèces en péril au Canada. Elle est en vigueur depuis 2003 et vise, entre autres, à permettre le rétablissement des espèces qui, par suite de l'activité humaine, sont devenues des espèces disparues du pays, en voie de disparition ou menacées.

Qu'est-ce que le rétablissement?

Dans le contexte de la conservation des espèces en péril, le **rétablissement** est le processus par lequel le déclin d'une espèce en voie de disparition, menacée ou disparue du pays est arrêté ou inversé et par lequel les menaces à sa survie sont éliminées ou réduites de façon à augmenter la probabilité de survie de l'espèce à l'état sauvage. Une espèce sera considérée comme **rétablie** lorsque sa survie à long terme à l'état sauvage aura été assurée.

Qu'est-ce qu'un programme de rétablissement?

Un programme de rétablissement est un document de planification qui identifie ce qui doit être réalisé pour arrêter ou inverser le déclin d'une espèce. Il établit des buts et des objectifs et indique les principaux champs des activités à entreprendre. La planification plus élaborée se fait à l'étape du plan d'action.

L'élaboration de programmes de rétablissement représente un engagement de toutes les provinces et de tous les territoires ainsi que de trois organismes fédéraux — Environnement Canada, l'Agence Parcs Canada et Pêches et Océans Canada — dans le cadre de l'Accord pour la protection des espèces en péril. Les articles 37 à 46 de la LEP décrivent le contenu d'un programme de rétablissement publié dans la présente série ainsi que le processus requis pour l'élaborer (http://www.registrelep.gc.ca/the_act/).

Selon le statut de l'espèce et le moment où elle a été évaluée, un programme de rétablissement doit être préparé dans un délai de un à deux ans après l'inscription de l'espèce à la Liste des espèces en péril de la LEP. Pour les espèces qui ont été inscrites à la LEP lorsque celle-ci a été adoptée, le délai est de trois à quatre ans.

Et ensuite?

Dans la plupart des cas, un ou plusieurs plans d'action seront élaborés pour définir et guider la mise en œuvre du programme de rétablissement. Cependant, les recommandations contenues dans le programme de rétablissement suffisent pour permettre la participation des collectivités, des utilisateurs des terres et des conversationnistes à la mise en œuvre du rétablissement. Le manque de certitude scientifique ne doit pas être prétexte à retarder la prise de mesures efficaces visant à prévenir la disparition ou le déclin d'une espèce.

La série de Programmes de rétablissement

Cette série présente les programmes de rétablissement élaborés ou adoptés par le gouvernement fédéral dans le cadre de la LEP. De nouveaux documents s'ajouteront régulièrement à mesure que de nouvelles espèces seront inscrites à la Liste des espèces en péril et que les programmes de rétablissement existants seront mis à jour.

Pour en savoir plus

Pour en savoir plus sur la *Loi sur les espèces en péril* et les initiatives de rétablissement, veuillez consulter le Registre public de la LEP (<http://www.registrelep.gc.ca>) et le site Web du Secrétariat du rétablissement (<http://www.especesenperil.gc.ca/recovery/>).

**Programme de rétablissement de la loutre de mer (*Enhydra lutris*)
au Canada**

Décembre 2007

Référence recommandée

Équipe de rétablissement de la loutre de mer. 2007. Programme de rétablissement de la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada. Série des Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Vancouver. vii + 56 pages.

Exemplaires supplémentaires

Des exemplaires supplémentaires peuvent être téléchargés à partir du site Web du Registre public de la LEP (<http://www.registrelep.gc.ca/>)

Illustration de la couverture : Brian Gisborne

Also available in English under the title:

« Recovery Strategy for the Sea Otter (*Enhydra lutris*) in Canada »

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre des Pêches et des Océans, 2007. Tous droits réservés.

ISBN 978-0-662-07859-3

Numéro de catalogue En3-4/51-2008F-PDF

Le contenu du présent document (sauf les illustrations) peut être utilisé sans permission, à condition que la source soit adéquatement citée.

DÉCLARATION

Le présent programme de rétablissement de la loutre de mer a été préparé en collaboration avec les instances mentionnées dans la Préface. Pêches et Océans Canada a passé en revue le présent document et l'accepte en tant que programme de rétablissement de la loutre de mer, conformément aux exigences de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Le présent programme de rétablissement constitue également un avis à l'intention d'autres instances et organismes en regard des buts, des approches et des objectifs de rétablissement qui sont recommandés pour la protection et le rétablissement de l'espèce.

La réussite du rétablissement de cette espèce dépendra de l'engagement et de la collaboration d'un grand nombre de parties qui participent à la mise en œuvre des orientations formulées dans le présent programme. Cette réussite ne pourra reposer sur Pêches et Océans Canada ou sur une autre instance seulement. Dans l'esprit de *l'Accord national pour la protection des espèces en péril*, le ministre des Pêches et des Océans invite tous les Canadiens à se joindre à Pêches et Océans Canada pour appuyer le présent programme et le mettre en œuvre au profit de l'espèce et de l'ensemble de la société canadienne. Pêches et Océans Canada s'appliquera à soutenir, dans la mesure du possible, l'exécution du présent programme avec les ressources disponibles et compte tenu de sa responsabilité générale à l'égard de la conservation des espèces en péril. L'exécution du programme par d'autres instances responsables et organismes participants est soumise à leurs politiques respectives, à leurs crédits disponibles, à leurs priorités et à leurs contraintes budgétaires.

Les buts, les objectifs et les méthodes de rétablissement recensés dans le présent programme sont fondés sur les meilleures connaissances actuelles et peuvent être modifiés si de l'information nouvelle devient disponible. Le ministre des Pêches et des Océans rendra compte des progrès réalisés d'ici cinq ans.

Un ou plusieurs plans d'action détaillant les mesures de rétablissement qu'il faudra prendre pour appuyer la conservation de cette espèce viendront s'ajouter au présent programme. Le ministre des Pêches et des Océans mettra en œuvre des moyens pour s'assurer, dans la mesure du possible, que les Canadiens intéressés par ces mesures ou touchés par celles-ci soient consultés.

ENTITÉS RESPONSABLES

Pêches et Océans Canada
Gouvernement de la Colombie-Britannique
Agence Parcs Canada

AUTEURS

L'Équipe de rétablissement de la loutre de mer (section 4) a dirigé la préparation du présent programme de rétablissement pour Pêches et Océans Canada.

REMERCIEMENTS

L'élaboration du présent programme de rétablissement de la loutre de mer n'aurait pas été possible sans la précieuse contribution d'un certain nombre de personnes et d'organismes. L'équipe de rétablissement de la loutre de mer et Pêches et Océans Canada tiennent à remercier les personnes suivantes pour leur précieuse contribution et les avis qu'ils ont fournis en passant en revue le programme de rétablissement en 2003 : James Bodkin, Alaska Science Centre; James Estes, Université de la Californie, Santa Cruz; Ian Perry, Pêches et Océans Canada; Greg Sanders, U.S. Fish and Wildlife Service; et Glenn VanBlaricom, U.S. Geological Survey, Washington Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, School of Aquatic and Fishery Sciences. L'équipe de rétablissement et Pêches et Océans Canada souhaitent également remercier sincèrement les nombreuses personnes qui ont exprimé leur avis et fourni des commentaires lors des ateliers de consultation et par le biais de présentations écrites afin d'améliorer le programme de rétablissement.

Pêches et Océans Canada veut aussi souligner le temps et les efforts consentis par les membres de l'équipe de rétablissement de la loutre de mer et du groupe de mise en œuvre du rétablissement en cas de déversement de pétrole (section 4), par les organismes auxquels ils appartiennent et par tous ceux qui travaillent avec l'équipe au rétablissement à long terme des loutres de mer.

ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE STRATÉGIQUE

Conformément à la *Directive du Cabinet sur l'évaluation environnementale des projets de politiques, de plans et de programmes*, le but de l'évaluation environnementale stratégique (EES) est d'incorporer les considérations environnementales dans l'élaboration de projets de politiques, de plans et de programmes publics pour appuyer une prise de décisions éclairée du point de vue environnemental.

La planification du rétablissement profitera aux espèces en péril et à la biodiversité en général. Il est toutefois reconnu que des programmes peuvent produire, sans que cela ne soit voulu, des effets environnementaux négatifs qui dépassent les avantages prévus. Le processus de planification fondé sur des lignes directrices nationales tient directement compte de tous les effets environnementaux, notamment des impacts possibles sur les espèces ou les habitats non ciblés.

Le présent programme de rétablissement aura des effets bénéfiques sur l'environnement. La possibilité qu'il ait des effets négatifs non voulus sur d'autres espèces a été prise en considération. L'EES conclut que, même si le rétablissement de la loutre de mer dans son rôle écologique occasionnera des changements à l'écosystème côtier, le présent programme recommande la tenue de recherches et d'évaluations des populations ainsi que d'activités de protection et de communication qui profiteront à l'environnement et n'entraîneront aucun effet négatif important. Se reporter aux sections suivantes du document : Besoins de la loutre de mer; Approches recommandées pour atteindre les objectifs; Approche recommandée à l'égard de la mise en œuvre du rétablissement.

RÉSIDENCE

Dans la LEP, la « résidence » est définie comme suit : « *Gîte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation.* » [paragraphe 2(1) de la LEP].

Les descriptions de la résidence ou les raisons pour lesquelles le concept de résidence ne s'applique pas à une espèce donnée sont publiées dans le Registre public de la LEP :

http://www.sararegistry.gc.ca/plans/residence_f.cfm.

PRÉFACE

La loutre de mer est une espèce marine qui relève de la compétence du ministre des Pêches et des Océans du Canada en vertu de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Conformément à l'article 37 de la LEP, le ministre compétent doit préparer des programmes de rétablissement pour les espèces qui ont été désignées comme étant disparues du pays, menacées ou en voie de disparition. La loutre de mer a été désignée en tant qu'espèce *menacée* en vertu de la LEP en mai 2003. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a procédé, en avril 2007, à la réévaluation de la situation de la population de loutres de mer et l'a désignée en tant qu'espèce *préoccupante*. Le changement de la désignation légale de la loutre de mer en vertu de la LEP découlant de la présente réévaluation sera traité conformément au processus d'inscription régulier de la LEP.

Selon la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique (C.-B.), les animaux à fourrure ainsi que les espèces menacées et en voie de disparition de la C.-B. relèvent de la compétence du gouvernement de cette province. Ce dernier est également responsable de l'utilisation du fond marin et de la zone intertidale en vertu de la *Land Act* de la C.-B. Les installations aquicoles sont quant à elles régies par des permis délivrés aux termes de la *Fisheries Act* provinciale. En vertu de la *Loi sur les aires marines nationales de conservation du Canada*, l'Agence Parcs Canada participe à la gestion et à la protection de la loutre de mer dans les zones marines nationales de conservation (ZMNC). Le gouvernement de la C.-B. et l'Agence Parcs Canada ont collaboré à l'élaboration du présent programme de rétablissement.

En 2002, Pêches et Océans Canada a formé l'équipe de rétablissement de la loutre de mer (section 4) pour élaborer un programme de rétablissement pour la loutre de mer. En 2007, on a procédé à la mise à jour du programme de rétablissement pour satisfaire aux exigences de la LEP (le présent document).

Le présent programme de rétablissement respecte les exigences de la LEP (articles 39 à 41) sur le plan du contenu et du processus, en attente d'un changement à la désignation légale.

RÉSUMÉ

L'aire de répartition de la loutre de mer s'est déjà étendue du nord du Japon jusqu'au centre de la Basse-Californie, mais la chasse intensive dont elle a fait l'objet pendant la traite des fourrures marines qui a débuté au milieu des années 1700 a failli provoquer son extinction. On estime que seulement 2 000 individus, soit plus ou moins 1 % de la population initiale, auraient survécu dans les 13 populations qui subsistaient en 1911. La dernière loutre de mer dont la prise a été confirmée au Canada a été abattue en 1929 près de Kyuquot, en Colombie-Britannique (C.-B.). Entre 1969 et 1972, 89 loutres de mer provenant de l'île Amchitka et du détroit Prince-William, en Alaska, ont été transférées (translocation) dans la baie Checleset, sur la côte ouest de l'île de Vancouver.

Selon des relevés de la population récents (2001 à 2004), la population canadienne de loutre de mer compte au moins 2 700 individus répartis le long de la côte ouest de l'île de Vancouver et 500 individus disséminés dans la région centrale de la côte de la C.-B. La loutre de mer est désignée en tant qu'espèce *menacée* en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), mais a fait dernièrement l'objet d'une réévaluation par le Comité sur la situation des espèces en péril du Canada (COSEPAC), qui l'a désignée en tant qu'espèce *préoccupante* du fait qu'elle avait repeuplé de 25 à 33 % de son aire de répartition historique et que la population est en croissance et en expansion. Toutefois, on considère que l'effectif demeure peu élevé (< 3 500 individus) et que la population est particulièrement vulnérable aux déversements de pétrole en raison de sa fragilité aux hydrocarbures et de la proximité des principales routes maritimes empruntées par les pétroliers (COSEPAC, 2007).

Les déversements de pétrole constituent la plus importante menace pesant sur l'espèce en raison de la répartition de la population et de la vulnérabilité inhérente de l'espèce au pétrole. Il faut donc protéger la loutre de mer et son habitat. Toutefois, il faut aussi clarifier l'importance d'autres menaces telles que les maladies, les contaminants, les engins de pêche et le braconnage, car ces facteurs ont été responsables de déclin de populations de loutres de mer ailleurs dans le monde.

Le but du rétablissement de la loutre de mer est de constituer une population suffisamment importante et adéquatement répartie pour faire face aux menaces, y compris les désastres (déversements de pétrole, etc.), sans risquer de disparaître ou d'atteindre des niveaux où un retour à l'effectif normal sera très lent.

Au cours des cinq prochaines années à tout le moins, les objectifs en matière de population et de répartition suivants nous permettront de mesurer les progrès accomplis vers l'atteinte du but.

- 1) Poursuite de l'expansion naturelle de l'aire de répartition géographique de la loutre de mer dans la région côtière de la C.-B. au-delà de l'aire de répartition continue observée en 2004 afin que l'espèce puisse survivre à des désastres (déversements de pétrole, etc.) et qu'elle puisse revenir assez rapidement à l'effectif antérieur au désastre.
- 2) Poursuite de l'accroissement du nombre de loutres de mer (comparativement à l'effectif de 2004) afin de permettre l'expansion de l'aire de répartition géographique de l'espèce.

On a également établi un objectif de rétablissement pour identifier et, dans la mesure du possible, atténuer les menaces pesant sur la loutre de mer et son habitat et ainsi permettre le rétablissement de la population.

Pour atteindre le but fixé, le programme de rétablissement adopte une approche non intrusive par laquelle on reconnaît la capacité de la loutre de mer à reconstituer rapidement son effectif, mais qui en même temps tient compte des menaces qui pourraient limiter, voire inverser la tendance affichée actuellement par la population si aucune mesure n'était prise. Cette approche est axée sur l'identification et l'atténuation des menaces qui pèsent sur la loutre de mer et son habitat et qui pourraient nuire au rétablissement de l'espèce. Les stratégies recommandées pour faire face à ces menaces et permettre le rétablissement sont les suivantes : effectuer des recherches pour préciser les menaces; évaluer les populations (relevés); assurer une protection contre les déversements de pétrole et d'autres menaces; assurer la communication pour soutenir le rétablissement.

L'habitat essentiel de la loutre de mer n'a pas été défini. Cependant, certains habitats d'hivernage peuvent être des plus essentiels à la survie et au rétablissement de l'espèce. Un calendrier des études à effectuer pour définir l'habitat essentiel est inclus.

Un ou plusieurs plans d'action exposant en détail la mise en œuvre du rétablissement seront réalisés dans les six ans suivant l'élaboration du présent programme de rétablissement.

TABLE DES MATIÈRES

DÉCLARATION.....	i
AUTORITÉS RESPONSABLES.....	i
AUTeuRS	i
remerciements	ii
évaluation environnementale stratégique.....	ii
RÉSIDENCE.....	iii
PRÉFACE	iii
RÉSUMÉ.....	iv
1. CONTEXTE	1
1.1 Information sur l'évaluation de l'espèce provenant du COSEPAC.....	1
1.2 Description	1
1.3 Populations et répartition	2
1.4 Besoins de la loutre de mer	14
1.4.1 Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques	14
1.4.2 Rôle écologique	17
1.4.3 Facteurs limitatifs	19
1.5 Menaces	22
1.5.1 Classification des menaces	23
1.5.2 Description des menaces.....	25
1.6 Mesures déjà prises ou en cours	30
1.7 Lacunes au chapitre des connaissances	32
1.8 Considérations socio-économiques	33
1.9 Consultations publiques préliminaires.....	37
2. RÉTABLISSEMENT	38
2.1 But du rétablissement	39
2.2 Faisabilité du rétablissement.....	39
2.3 Objectifs en matière de population et de répartition.....	40
2.4 Objectif de rétablissement	40
2.5 Approches recommandées pour l'atteinte des objectifs de rétablissement...	40
2.5.1 Recherche afin de clarifier les menaces	40
2.5.2 Évaluation de la population	41
2.5.3 Protection.....	41
2.5.4 Communications	42
2.6 Mesures du rendement	42
2.7 Habitat essentiel	43
2.7.1 Identification de l'habitat essentiel de l'espèce	43
2.7.2 Calendrier des études pour déterminer l'habitat essentiel	44
2.8 Approches actuelles et recommandées en matière de protection de l'habitat	44
2.9 Effets sur d'autres espèces.....	46
2.10 Approche recommandée pour la mise en œuvre du rétablissement.....	46
2.11 Énoncé sur les plans d'action	46
2.12 Activités permises en vertu de la <i>Loi sur les espèces en péril</i>	46
3. RÉFÉRENCES.....	47
4. MEMBRES DE L'ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT.....	58

5. GLOSSAIRE	61
ANNEXE I ReGISTRE DES INITIATIVES DE COLLABORATION ET DE CONSULTATIOn.....	64
ANNEXE II DÉFINITIONS RELAtives au TABLEAU de CLASSIFICATION DES MENACES ANTHROPIQUES.....	66
Définitions des menaces	66

1. CONTEXTE

1.1 Information sur l'évaluation de l'espèce provenant du COSEPAC

Date de l'évaluation : mai 2000

Nom commun : loutre de mer

Nom scientifique : *Enhydra lutris*

Critères d'évaluation : sans objet

Statut : menacée

Justification de la désignation : Au début des années 1900, l'espèce est disparue du territoire de la Colombie-Britannique en raison du commerce des fourrures marines, puis a été réintroduite de 1969 à 1972. Elle a depuis repeuplé de 25 à 33 % de son aire de répartition historique en Colombie-Britannique, mais son rétablissement demeure incertain. Les effectifs sont faibles (< 3 500 individus) et doivent faire l'objet d'une surveillance attentive. La vulnérabilité de l'espèce au pétrole et la proximité des principales routes maritimes empruntées par les pétroliers rendent cette espèce particulièrement vulnérable aux déversements de pétrole.

Répartition canadienne : Océan Pacifique, Colombie-Britannique

Historique du statut : Espèce désignée comme étant « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1986. Réexamen du statut et désignation en tant qu'espèce « menacée » en avril 1996 et en mai 2000. Réexamen du statut et désignation en tant qu'espèce « préoccupante » en avril 2007.

La loutre de mer est inscrite à l'annexe 1 de la LEP (juin 2003) en tant qu'espèce *menacée*. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a procédé, en avril 2007, à une réévaluation de la population de loutres de mer et l'a désignée en tant qu'espèce *préoccupante*. Le changement de la désignation légale de la loutre de mer en vertu de la LEP découlant de la présente réévaluation sera traité conformément au processus d'inscription régulier de la LEP.

1.2 Description

La loutre de mer est le deuxième plus petit mammifère marin et le deuxième plus grand membre de la famille des *Mustelidae* (belette). On recense douze espèces de loutres dans le monde entier. Toutes ont un corps profilé, une fourrure épaisse et un comportement amphibie. Toutefois, la loutre de mer est la seule espèce de loutre qui passe toute sa vie dans l'environnement marin. Pour ce faire, la loutre de mer s'est adaptée de bien des façons. Parmi les adaptations qui la caractérisent, mentionnons ses nageoires arrière qui facilitent ses déplacements dans l'eau, ses prémolaires et ses molaires aplaties qui lui servent à broyer les coquilles des invertébrés marins,

ainsi que ses reins de plus grande taille qui lui permettent d'éliminer les grandes quantités de sel marin ingérées (passé en revue dans Riedman et Estes, 1990).

En moyenne, les loutres de mer pèsent entre 19,5 et 29,5 kg (passé en revue dans Riedman et Estes, 1990). Les mâles adultes tendent à être plus lourds que les femelles et peuvent atteindre jusqu'à 50 kg et mesurer jusqu'à 1,5 m de longueur (R. Jameson, comm. pers., 2002). Le pénis et le gonflement testiculaire sont les seuls indices fiables pour déterminer le sexe de loutres en liberté. Les nouveau-nés sont recouverts d'une fourrure laineuse brun pâle ou jaunâtre qui est remplacée entièrement par la fourrure adulte au bout de 13 semaines (Payne et Jameson, 1984).

Trois sous-espèces de loutre de mer ont été identifiées à partir de mesures détaillées de la boîte crânienne. *Enhydra lutris kenyoni*, qui aurait occupé une aire de répartition s'étendant de la côte de l'Oregon jusqu'aux îles Aléoutiennes, *Enhydra lutris nereis*, que l'on trouve le long de la côte californienne, et *Enhydra lutris lutris*, dont la présence est observée à partir des Kouriles jusqu'à la péninsule du Kamchatka et les îles du Commandeur (Wilson *et al.*, 1991). L'analyse génétique de la variation de l'ADN mitochondriale (ADNmt) soutient l'existence de trois espèces, bien qu'il existe certaines similitudes au chapitre des fréquences des haplotypes d'ADNmt entre *Enhydra l. lutris* et *Enhydra l. kenyoni* (Cronin *et al.*, 1996). Une analyse génétique récente indique également qu'un certain flux génétique s'est produit entre les individus de la Californie et du détroit Prince-William, en Alaska, avant la traite des fourrures marines (Larson *et al.*, 2002a).

Les loutres de mer n'ont que peu ou pas de graisse corporelle. Pour survivre dans leur environnement aquatique, elles maintiennent un métabolisme exceptionnellement élevé et comptent sur l'intégrité de leur fourrure dense qui leur sert d'isolant. La fourrure des loutres se compose d'une couche extérieure de jarres protectrices sous laquelle on trouve une fourrure dense extrêmement fine constituée d'environ 100 000 poils par cm² (Kenyon, 1969). Des glandes sécrètent une huile qui améliore l'imperméabilité de la fourrure. Les loutres de mer doivent nettoyer leur fourrure fréquemment pour en maintenir la qualité isolante et l'imperméabilité. En nettoyant leur fourrure, les loutres la débarrassent de toute saleté, redressent et alignent les tiges pilaires, ce qui maintient le volume de la fourrure, répartissent l'huile dans la fourrure et y introduisent de l'air qui est emmagasiné sous la forme de petites bulles qui améliorent la valeur isolante de la fourrure (passé en revue dans Riedman et Estes, 1990).

Le métabolisme de la loutre de mer est de 2,4 à 3,2 fois plus élevé que celui des mammifères terrestres de taille semblable. Pour maintenir cette production calorifique interne, les loutres de mer doivent consommer l'équivalent de 23 à 33 % de leur poids corporel chaque jour (passé en revue dans Riedman et Estes, 1990).

1.3 Populations et répartition

Répartition

La loutre de mer est présente dans l'ensemble des zones côtières du Pacifique Nord (figure 1). L'espèce a déjà occupé une aire de répartition assez continue allant du nord du Japon jusqu'au centre de la Basse-Californie (Kenyon, 1969), mais la traite des fourrures marines a provoqué la

quasi extinction de l'espèce vers le milieu des années 1800. De nos jours, la loutre de mer est présente sur environ la moitié de son aire de répartition historique. De petites populations ont subsisté en Californie, aux îles Aléoutiennes et en Russie et ont fini par se rétablir. Il reste toutefois de grandes zones au sud du golfe de l'Alaska, à l'exception de la Californie, qui ne sont pas occupées, sauf lorsque les loutres de mer y ont été réintroduites par l'homme (sud-est de l'Alaska, C.-B., État de Washington). On trouve des loutres de mer dans l'État de Washington et dans le sud-est de l'Alaska, qui sont des territoires américains contigus à la C.-B. Dans le sud-est de l'Alaska, la loutre de mer est présente dans l'entrée Dixon (USFWS, 2002c). Dans l'État de Washington, on la rencontre le long de sections de la côte ouest, au nord de Cape Flattery, et vers l'est dans le détroit de Juan de Fuca jusqu'à Pillar Point (Lance *et al.*, 2004).

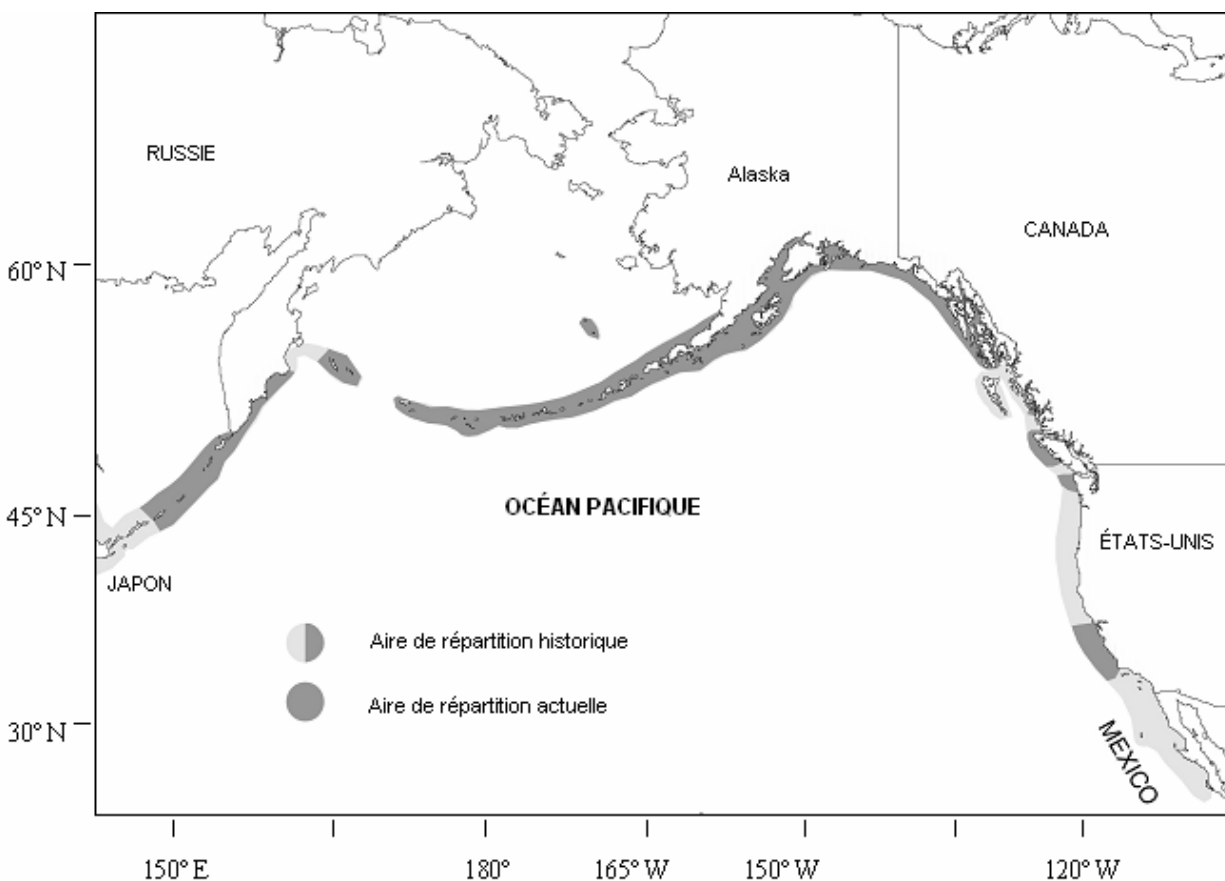


Figure 1 Aire de répartition mondiale historique et actuelle des trois sous-espèces de loutres de mer.

Afin de ramener l'espèce en C.-B., on a réintroduit 89 loutres de mer d'Alaska dans la baie Checleset, en C.-B. (Bigg et MacAskie, 1978) (tableau 1). Jusqu'en 1987, les loutres de mer occupaient deux emplacements le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, à savoir la baie Checleset et le récif Bajo, au large de l'île Nootka, qui se trouve à 75 km au sud-est de la baie Checleset. En 1992, l'aire de répartition de la population continuait de s'agrandir le long de l'île de Vancouver, depuis la pointe Estevan jusqu'à la baie Quatsino, au nord-ouest (Watson *et al.*, 1997). En 2004, les loutres de mer vivant le long de l'île de Vancouver étaient présentes

depuis l'île Vargas, dans la baie Clayoquot, jusqu'au cap Scott, vers le nord, et jusqu'à l'île Hope, vers l'est (déroit de la Reine-Charlotte) (Nichol *et al.*, 2005) (figure 2). En 1989, des femelles et leurs petits ont été signalés près des îles Goose, dans la région centrale de la côte de la C.-B., révélant ainsi l'établissement de l'espèce dans le secteur (BC Parks, 1995). En 2004, les loutres de mer occupaient, dans la région centrale de la côte de la C.-B., une aire continue allant de l'extrémité sud de l'archipel Goose Group jusqu'au cap Mark, à la limite de la baie Milbanke, vers le nord, en passant par la baie Queens. On signale également de temps à autre la présence de loutres de mer seules à l'extérieur de l'aire de répartition continue de l'espèce.

Tableau 1. Sexe, maturité et état de santé des 89 loutres de mer relâchées dans la baie Checleset de 1969 à 1972. Tiré de Bigg et MacAskie (1978.)

Date d'introduction	Origine	Total	Nombre relâché					Santé
			<u>Adultes</u>		<u>Immatures</u>		?	
			♂	♀	♂	♀		
31 juillet 1969	Amchitka	29	9	19			1	Assez bonne
27 juillet 1970	Détroit Prince-William	14	6	8				Excellente
15 juillet 1972	Détroit Prince-William	46	8	22	7*	9*		Excellente
Total		89	23	49	7	9	1	

* inclut 4 bébés mâles et 2 bébés femelles

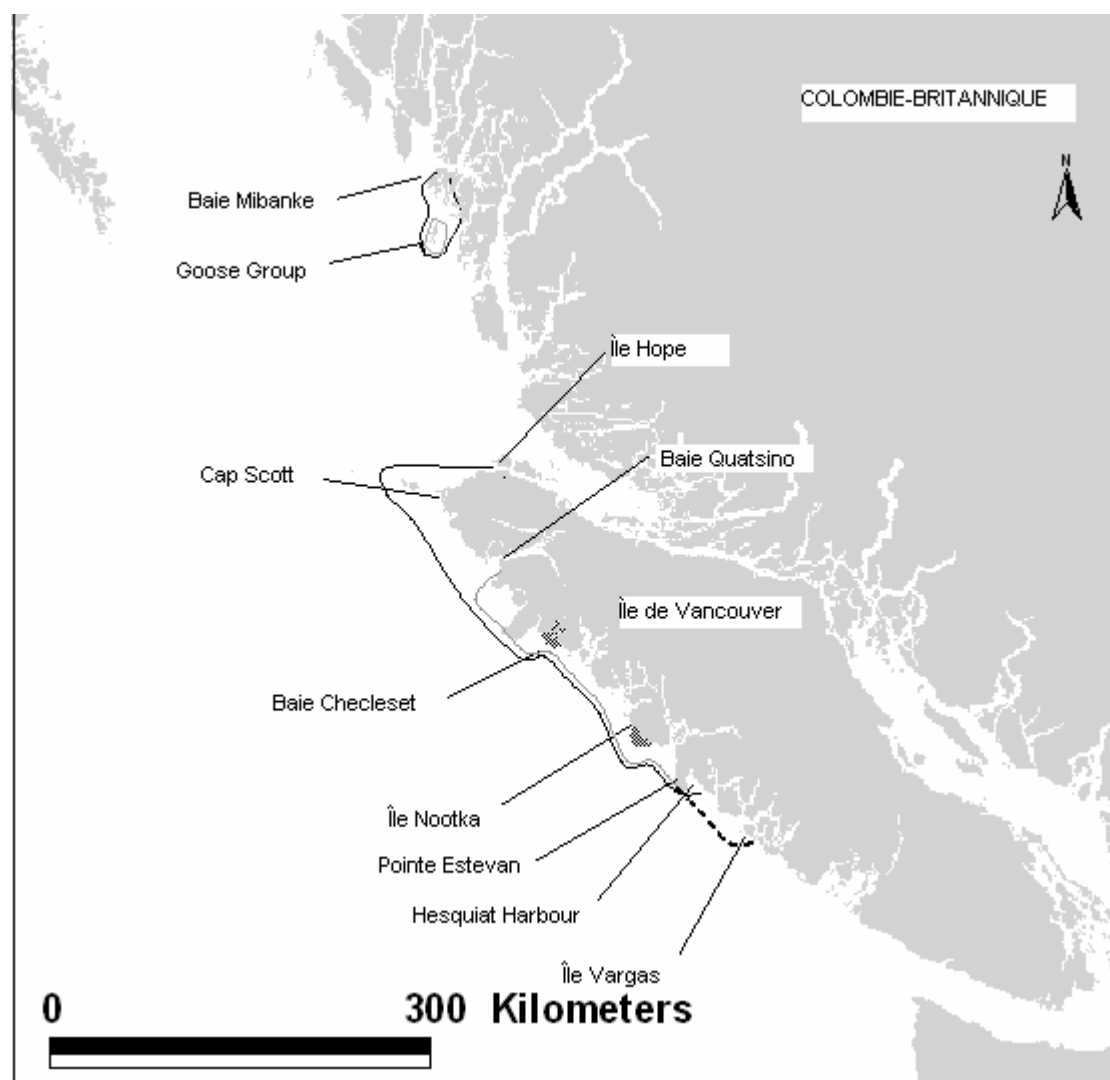


Figure 2 Aire de répartition de la loutre de mer en C.-B. et nom des lieux mentionnés dans le texte concernant l'aire de répartition. Les zones ombrées sur l'île de Vancouver représentent l'aire de répartition en 1977. La ligne grise correspond à l'aire de répartition en 1995, la ligne noire à celle de 2001 et la ligne pointillée, à l'expansion de l'aire de répartition sur l'île de Vancouver en 2004.

De 5 à 10 % environ de l'aire de répartition mondiale des loutres de mer se trouve au Canada, dans les eaux côtières de la C.-B. Pour ce qui est de l'effectif, les loutres de mer canadiennes représentent de 3 à 4 % de la population mondiale, mais si le déclin des populations du sud-ouest de l'Alaska se poursuit, ce pourcentage pourrait s'accroître.

Taille et tendance des populations

Population mondiale

Les estimations de l'effectif historique des loutres de mer dans l'ensemble du Pacifique Nord antérieur à la traite des fourrures marines sont brutes et incertaines et varient de 150 000 à 300 000 individus, bien que certains auteurs laissent sous-entendre que l'effectif aurait été passablement plus élevé (Kenyon, 1969; Johnson, 1982). Kenyon (1969) fait état d'une population mondiale vers la fin des années 1960 d'environ 30 000 individus répartis sur environ le cinquième de l'ancienne aire de répartition. Il avance donc de façon prudente que l'effectif antérieur à la traite des fourrures pourrait avoir oscillé entre 100 000 et 150 000 animaux. Johnson (1982) a suivi l'approche adoptée par Kenyon, mais a utilisé le chiffre de 60 000 individus comme estimation de la population à la fin des années 1960.

Bien que la période de la traite des fourrures marines en ait été une de chasse intensive à la loutre de mer, les peuples autochtones la chassaient déjà. L'examen de détritits trouvés à certains sites dans les îles Aléoutiennes révèle une alternance dans l'abondance des oursins et des loutres de mer, ce que l'on peut considérer comme une preuve que l'homme peut avoir provoqué la disparition locale périodique de l'espèce bien avant l'arrivée des Européens (Simenstad *et al.*, 1978). Il n'en demeure pas moins que c'est la surexploitation de la ressource par les Européens et les Américains qui faisaient la traite des fourrures marines avec les peuples autochtones qui a amené les loutres de mer au bord de l'extinction vers le milieu des années 1800. Le Traité international sur le phoque à fourrure, signé par le Japon, la Russie, les États-Unis et le Royaume-Uni (pour le Canada) protégeait le phoque à fourrure du Nord et comportait un article qui interdisait aux non-autochtones et aux chasseurs commerciaux de prélever des loutres de mer dans les eaux internationales (trois milles de la côte). Cette mesure a assuré une certaine protection à l'espèce. Toutefois, en 1911, moins de 2 000 loutres étaient dispersées dans les 13 populations qui subsistaient (Kenyon, 1969). Il est à noter que plusieurs de ces populations subsistantes ont connu des déclin qui les ont menées à l'extinction (Kenyon, 1969).

Jusqu'au début des années 1980, la majeure partie de la population mondiale de loutres de mer (~ 165 000 individus) se trouvait dans les îles Aléoutiennes (de 55 100 à 73 700 individus) (Calkins et Schneider, 1985). Toutefois, des déclin spectaculaires se sont produits dans les îles Aléoutiennes à partir du milieu des années 1980 (Estes *et al.*, 1998; Doroff *et al.*, 2003). Une compilation des estimations de la population pour l'Amérique du Nord et la Russie, établie par Gorbics *et al.* (2000) à partir de données de la fin des années 1990, indique environ 126 000 loutres. Cependant, des déclin spectaculaires sont enregistrés dans les îles Aléoutiennes depuis le milieu des années 1980 (Estes *et al.* 1998; Estes *et al.* 2005; Doroff *et al.* 2003). Avec les déclin subits observés dans les îles Aléoutiennes, où la population est passée à 8 742 individus en 2000 ($CV = 0,215$), la loutre de mer de l'ouest de l'Alaska est maintenant

considérée comme une population *menacée* (2005) en vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis (USFW, 2006). Le tableau 3 donne un résumé des estimations et des dénombrements disponibles pour l'Amérique du Nord et la Russie que l'on a effectués à l'aide de diverses méthodes de relevés et différents niveaux d'effort de relevés. Dans certains cas, il s'agit de dénombrements minimaux, tandis que dans d'autres, on a procédé à des ajustements à l'aide de facteurs de correction pour tenir compte des animaux non observés.

Tableau 2. Compilation des estimations et des dénombrements disponibles concernant les populations de loutres de mer dans le Pacifique Nord.

Région	Nombre de loutres	Année de l'estimation	Source
États-Unis – Californie	2 026 ^a	2007	USGS, 2007
États-Unis - Washington	814 ^a	2005	Jameson et Jeffries, 2005
Canada – C.-B.	3 185 ^a	2001, 2004	Nichol <i>et al.</i> , 2005
États-Unis – Sud-est de l'Alaska	12 632 ^b	1994, 1995, 1996	USFW, 2002c
États-Unis – Centre sud de l'Alaska	16 552 ^b	1996, 1999, 2002	USFW, 2002b
États-Unis – Sud-ouest de l'Alaska	41 474 ^b	2000, 2001, 2002	USFW, 2002a; Doroff <i>et al.</i> , 2003
Russie – Îles du Commandeur	5 546 ^a	2002	A. Burdin comm. pers., 2003
Russie – Péninsule du Kamchatka et Kouriles	16 910 ^a	1997	Gorbics <i>et al.</i> , 2000
Japon – Cap Nossapu	1 ^a	1997	Gorbics <i>et al.</i> , 2000

a = dénombrements directs; b = estimations corrigées en fonction des animaux non observés

Canada (Pacifique) – Colombie-Britannique

La taille de la population de loutres de mer de la côte de la C.-B. avant l'exploitation commerciale de l'espèce demeure inconnue, mais certains registres de la traite des fourrures marines donnent une indication de l'envergure de la chasse et de la population de loutres de mer à l'époque. Les débarquements de pelleteries de loutre de mer effectués en C.-B. entre 1785 et 1809 se sont chiffrés à 55 000 unités. Sans un registre complet des journaux de bord indiquant avec certitude le lieu où chaque transaction s'est déroulée, il est difficile de déterminer la provenance géographique de ces pelleteries. Certaines pouvaient provenir de l'État de Washington, de l'Oregon ou du sud-est de l'Alaska, mais au moins 6 000 provenaient de la côte ouest de l'île de Vancouver (Fisher, 1940; Rickard, 1947; Mackie, 1997). Selon les journaux de bord et les relevés de voyage du 18^e siècle disponibles, au moins 11 000 pelleteries ont été achetées entre 1787 et 1797 dans les îles de la Reine-Charlotte uniquement. En 1791 uniquement, l'ensemble des débarquements en provenance des îles de la Reine-Charlotte effectués par quatre navires totalisaient au moins 3 000 pelleteries (Dick, 2006). En 1850, la loutre de mer canadienne était considérée comme disparue sur le plan commercial et était peut-être déjà disparue sur le plan écologique (et aurait cessé de jouer le rôle d'espèce clé, Estes *et al.*, 1989) (Watson, 1993).

Malgré la réintroduction de 89 loutres de mer sur la côte de la C.-B. effectuée dans le cadre de trois initiatives de translocation (1969 à 1972), de nombreux individus n'ont pas survécu, et la population initiale pourrait avoir décliné à aussi peu que 28 individus (Estes, 1990). Soixante-dix loutres de mer ont été dénombrées pendant un relevé aérien effectué en 1977 à deux endroits sur la côte ouest de l'île de Vancouver. En 1995, 1 522 loutres de mer ont été dénombrées, dont 1 423 le long de la côte ouest de l'île de Vancouver et 99 le long de la région centrale de la côte continentale, dans les îles Goose (Bigg et MacAskie, 1978; Watson *et al.*, 1997). Des relevés effectués en 2001 ont permis de dénombrer 2 673 loutres le long de la côte de l'île de Vancouver

et 507 loutres dans la région centrale de la côte de la C.-B., pour un total de 3 180 individus (Nichol *et al.*, 2005). Des relevés ont également été effectués en 2002, en 2003 et en 2004, mais certains segments de l'aire de répartition n'ont pas été couverts chaque année. L'interpolation des données pour estimer l'effectif de loutres dans les segments non couverts (qui représentaient moins de 10 % de chaque dénombrement annuel) a une population estimée à 2 369 individus en 2002, à 2 809 individus en 2003 et à 3 185 individus en 2004 (Nichol *et al.*, 2005).

Watson *et al.* (1997) estiment que la croissance de la population de l'île de Vancouver a été de 18,6 % par année de 1977 à 1995. Depuis 1995, le taux de croissance de la population de l'île de Vancouver semble avoir ralenti, et le taux de croissance annuel moyen entre 1977 et 2004 était de 15,6 % (Nichol *et al.*, 2005).

Les populations de loutres de mer sont dépendantes de la densité. Lorsque le nombre de loutres de mer présentes dans une région s'accroît et que les ressources alimentaires deviennent un facteur limitatif, la densité des loutres se maintient en équilibre par mortalité et émigration (Estes, 1990). Les taux de croissance initiaux rapides de 17 à 20 % par année ($\sim r_{max}$ pour l'espèce) et un ralentissement subséquent de la croissance au fur et à mesure que des portions de la population atteignent un équilibre sont des caractéristiques types des populations de loutres de mer réintroduites (Estes, 1990). De tels taux résultent vraisemblablement de l'abondance illimitée de la nourriture et des habitats à la suite d'une absence prolongée de la loutre de mer. Sur l'île de Vancouver, certaines portions de la population situées près du centre de l'aire de répartition sont en équilibre depuis le milieu des années 1990, et d'autres secteurs sont maintenant en état d'équilibre ou près de l'état d'équilibre, ce qui signifie que la dépendance à la densité peut, en partie, expliquer le ralentissement du taux de croissance de la population de l'île de Vancouver (Watson *et al.*, 1997; Nichol *et al.*, 2005). Les relevés couvrant la région centrale de la côte de la C.-B. ont débuté en 1990 après l'observation, en 1989, de femelles avec leurs petits dans les îles Goose (BC Parks, 1995; Watson *et al.*, 1997). Selon Nichol *et al.* (2005), la croissance de la population entre 1990 et 2004 aurait été de 12,4 % par année. Cependant, les auteurs signalent que cette estimation semble faible étant donné la quantité d'habitats non habités disponibles. Il peut également y avoir une plus grande variabilité entre les relevés dans ce secteur, ce qui dissimule les tendances et/ou les causes de mortalité inconnues.

États-Unis (Californie, Alaska et État de Washington)

Après l'entrée en vigueur des mesures de protection contre la chasse commerciale en 1911, les populations de loutres de mer ont commencé à se rétablir à partir des populations subsistantes (ouest et centre de l'Alaska et Californie). Toutefois, même dans les années 1960, les loutres de mer n'avaient pas repeuplé la zone s'étendant du sud-est de l'Alaska au nord de la Californie. Des tentatives de réintroduction d'individus dans le sud-est de l'Alaska, en C.-B., dans l'État de Washington et en Oregon ont eu lieu dans les années 1960 et 1970 afin de ramener l'espèce dans son aire de répartition historique (Jameson *et al.*, 1982). Les efforts de réintroduction ont été concluants dans tous les cas sauf en Oregon (Jameson *et al.*, 1982). En général, les populations réintroduites ont affiché des taux de croissance maximaux de 17 à 20 % par année, tandis que la croissance des populations subsistantes a été moins élevée et plus variable et a souvent comporté des périodes de déclin (Estes, 1990; Bodkin *et al.*, 1999; Doroff *et al.*, 2003). Les raisons expliquant ces différences apparentes ne sont pas entièrement comprises. Tandis que les forts

taux de croissance des populations réintroduites ont été attribués aux ressources illimitées en matière de nourriture et d'habitats dans les zones où la réintroduction a eu lieu, les taux faibles et variables constatés au sein des populations subsistantes seraient de leur côté à tout le moins attribuables en partie à la poursuite du braconnage après l'application de mesures de protection en 1911 ainsi qu'à la mortalité accidentelle provoquée par les pêches dans la dernière partie du 20^e siècle (Bodkin *et al.*, 1999; Bodkin, 2003). Évidemment, certaines des populations subsistantes après 1911, comme la population relique des îles de la Reine-Charlotte, ont décliné jusqu'à disparaître après 1911 (Kenyon, 1969).

Californie

La croissance a varié de 5 à 7 % par année, même s'il y a eu des périodes de déclin (Estes *et al.*, 2003; USFWS, 2003). Au milieu des années 1970, on a décelé un déclin d'environ 5 % par année, lequel a été attribué à des mortalités provoquées par les filets de pêche submergés. La tendance s'est inversée à la suite de l'imposition de restrictions sur l'utilisation des filets et, en 1995, les relevés indiquaient une population d'au moins 2 377 individus. Cependant, la population de loutres de mer du Sud continue d'afficher un taux élevé de mortalité comparativement aux autres populations de loutres de mer. Certaines maladies, en particulier celles associées à des parasites pour lesquels les loutres de mer peuvent ne pas être l'hôte naturel, certains facteurs anthropiques, y compris les rejets d'eaux d'égout et de ruissellement, ainsi que les emprisonnements dans les filets maillant et les trémails côtiers sont des facteurs qui contribuent au maintien d'un taux de mortalité élevé (Estes *et al.*, 2003; USFWS, 2003). Selon des relevés de la population récents, la population était d'au moins 2 026 individus en 2007 (USGS, 2007).

Centre-sud de l'Alaska

Dans le centre-sud de l'Alaska, les loutres de mer ont recolonisé la majeure partie de leur ancienne aire de répartition. Dans le détroit Prince-William, toutefois, la population a été affectée de façon significative par le pétrole déversé par l'*Exxon Valdez* en 1989. Depuis ce désastre, la population de loutres de mer du détroit Prince-William s'est rétablie, mais n'a jamais atteint le niveau prévu (USFWS, 2002b). On estime à 16 552 le nombre de loutres de mer présentes dans le centre-sud de l'Alaska (USFWS, 2002b).

Sud-ouest de l'Alaska

Dans le sud-ouest de l'Alaska, les loutres de mer se sont rétablies pour former une grande population dès la fin des années 1950; cette population représentait alors environ 80 % de la population mondiale, laquelle était estimée à 30 000 individus à la fin des années 1960 (Kenyon, 1969). Dans les années 1980, la population de loutres de mer des îles Aléoutiennes comptait à elle seule entre 55 100 et 73 700 individus (Calkins et Schneider, 1985), mais a commencé à décliner de façon subite à la fin des années 1980. En 2000, la population avait chuté à 8 742 individus ($CV = 0,215$), à un rythme de -17,5 % par année (Doroff *et al.*, 2003). Des relevés menés dans d'autres parties du sud-ouest de l'Alaska laissent entrevoir que le déclin pourrait s'étendre vers l'ouest jusqu'à la péninsule d'Alaska et l'archipel Kodiak (Doroff *et al.*, 2003). L'estimation de la population de l'ensemble du sud-ouest de l'Alaska en 2002 était de 41 474 individus (USFWS, 2002a).

Sud-est de l'Alaska

Entre 1965 et 1969, 412 loutres de mer provenant du sud-ouest de l'Alaska ont été réintroduites dans le sud-est de l'Alaska (Jameson *et al.*, 1982). La croissance de la population s'est maintenue en moyenne à 18 % par année entre 1969 et 1988, mais a depuis ralenti à 4,7 % par année dans l'ensemble (1988 à 2003), bien que de grandes aires d'habitat inoccupées soient toujours disponibles pour l'expansion de l'espèce (Esslinger et Bodkin, 2006). Le faible taux de croissance de la population ne semble pas être attribuable à la maladie, à la prédation ou des ressources limitées, mais il convient de noter que l'espèce est chassée dans cette région de l'Alaska (Esslinger et Bodkin, 2006). On a estimé la population à 12 632 individus (y compris les individus présents dans la région de Yakutat et du nord du golfe de l'Alaska (USFWS, 2002c).

État de Washington

En 1969 et en 1970, 59 loutres de mer provenant d'Amchitka, en Alaska, ont été réintroduites dans l'État de Washington. La population a affiché une croissance rapide au cours des premières années (~ 20 % par année), mais depuis 1989, elle s'est maintenue en moyenne à 8,2 % par année (Estes, 1990; Jameson et Jeffries, 2005). En 2005, la population de loutres de mer de l'État de Washington comportait 814 individus (Jameson et Jeffries, 2005). On a laissé entendre que la population pouvait se rapprocher de sa densité d'équilibre dans certains habitats rocheux de la côte ouest (Gerber *et al.*, 2004; Jameson et Jeffries, 2005).

Russie (Kouriles, péninsule du Kamchatka et îles du Commandeur)

Gorbics *et al.* (2000) a compilé des dénombrements provenant de la Russie, y compris ceux effectués en 1997 dans les Kouriles et la péninsule du Kamchatka (16 910 individus). Les résultats des relevés effectués dans les îles du Commandeur en 2002 indiquent un total de 5 546 individus, et la population y aurait probablement atteint sa capacité biotique (Bodkin *et al.*, 2000; A. Burdin, *comm. pers.*, 2003). Les loutres de mer ne sont pas considérées comme en voie de disparition en Russie, mais on estime que la population n'a pas encore atteint ses niveaux historiques. On considère toutefois que la population est menacée par le braconnage, la contamination de l'habitat et les conflits avec les pêches. Le braconnage est particulièrement important du fait que l'on croit qu'un marché noir existe en Russie et qu'il permet d'exporter illégalement des fourrures vers la Chine, la Corée et le Japon (Burdin, 2000).

Translocation des loutres de mer

Le recours à la translocation en tant que moyen de rétablir (réintroduire) des populations de loutres de mer dans des parties de leurs anciennes aires de répartition a donné des résultats concluant à la fin des années 1960 et au début des années 1970 dans le sud-est de l'Alaska, en C.-B., dans l'État de Washington et en Oregon (voir ci-devant). Même si les loutres de mer se sont reproduites et sont demeurées en Oregon pendant plusieurs années, elles en sont finalement disparues. La raison de l'échec enregistré en Oregon demeure ambiguë (R. Jameson, *comm. pers.*, 2003). Les premières translocations d'individus provenant des îles Aléoutiennes effectuées en 1950 (Kenyon et Spencer, 1960) et l'initiative de translocation de 55 loutres de mer aux îles Pribilof menée en 1966 se sont soldées par un échec (Jameson *et al.*, 1982). Présentement, on recense moins de 50 loutres de mer dans les îles Pribilof, et on se demande s'il s'agit de

descendants des animaux réintroduits ou d'animaux qui se sont dispersés depuis la péninsule de l'Alaska (R. Jameson, comm. pers., 2003). On a effectué un certain nombre de ces premières translocations pour déterminer si les loutres de mer pouvaient être relocalisées avec succès et pour évaluer certaines techniques de capture et de transport. Jameson *et al.* (1982) dresse un bilan de l'ensemble de ces premières translocations de loutres de mer.

Plus récemment, on a eu recours à la translocation en Californie en tant que stratégie de rétablissement pour augmenter l'aire de répartition des populations de loutres de mer du Sud, réduisant par le fait même les impacts que pourrait avoir un déversement de pétrole, et pour établir une autre population reproductrice (Benz, 1996). Les paragraphes qui suivent résument les résultats obtenus à ce jour au chapitre du rétablissement de la population de loutres de mer du Sud.

En 1982, les responsables du Southern Sea Otter Recovery Plan (1982) ont demandé au United States Fish and Wildlife Service (USFWS) d'établir un deuxième groupe de reproducteurs au sein de la population de loutres de mer de la Californie, ce qui devait étendre l'aire de répartition de l'espèce, augmenter la taille de la population et réduire par le fait même la menace posée par les déversements de pétrole (Riedman, 1990). La population de loutres de mer du Sud ne s'était pas accrue suffisamment depuis 1973 et les déversements de pétrole étaient alors considérés comme une menace majeure en Californie (VanBlaricom et Jameson, 1982).

De 1987 à 1990, le USFWS a procédé à la translocation de 140 loutres de mer provenant de la région centrale de la Californie vers l'île San Nicolas, située dans les îles Channel au large de Santa Barbara, à plus de 200 km au sud-est de la population continentale et à environ 100 km à l'ouest de la côte. En plus de réduire les effets d'un éventuel déversement de pétrole sur la population de loutres de mer du Sud, les scientifiques espéraient également raffiner les techniques utilisées pour capturer, garder et relocaliser des loutres de mer, recueillir des données sur la dynamique de la population et les relations écologiques ainsi que déterminer si le prélèvement de loutres de mer affectait la population source (Benz, 1996).

La décision de procéder à la translocation de loutres de mer a soulevé nombre de controverses. Le USFWS était tenu par la loi à confiner la « population expérimentale » de loutres de mer au site de translocation de l'île San Nicolas et de s'assurer que les populations de loutres de mer ne s'étendraient pas au sud de la pointe Conception. Cette stratégie de « gestion zonale » a été appliquée à la demande des pêcheurs de mollusques et crustacés, lesquels voulaient qu'une *zone exempte de loutres de mer* soit créée pour assurer le maintien de ressources coquillières exploitables sur le plan commercial au sud de la pointe Conception. Les loutres de mer pénétrant dans la *zone exempte de loutres de mer* ont été capturées et relocalisées dans la zone approuvée pour les loutres de mer (Benz, 1996).

Vers la fin de la première année de l'initiative de translocation, un nombre supérieur à ce qui était prévu de loutres de mer s'était dispersé à partir de l'île San Nicolas, et il a fallu modifier à plusieurs reprises la stratégie de translocation afin de tenter de résoudre le problème. Les dernières loutres ont été relâchées en 1990. Parmi les 140 loutres de mer déplacées à l'île San Nicolas, 36 sont retournées sur les lieux de leur capture sur le continent. Onze ont été capturées dans la *zone exempte de loutres de mer* et ont été retournées au continent. Sept ont été trouvées

morte dans la *zone exempte de loutres de mer*. Trois ont été trouvées mortes sur l'île San Nicolas, et au moins 13 se seraient établies sur l'île San Nicolas. On ignore ce qu'il est advenu des 70 autres animaux transférés, mais on pense qu'ils sont retournés sur le continent ou dans la *zone exempte de loutres de mer* et qu'ils sont morts (USFWS, 2003). Toutefois, les résultats enregistrés dans le cadre des premières translocations effectuées dans l'État de Washington laissent sous-entendre qu'une mortalité élevée et que la dispersion suivant la translocation sont des phénomènes normaux et que, même à partir d'une très petite population fondatrice, les loutres de mer se sont en bout de ligne établies dans l'état de Washington (Benz, 1996). Cela est également vrai pour la C.-B. et le sud-est de l'Alaska (voir les sections ci-devant).

Sur le plan de l'établissement d'une population reproductrice, le projet de translocation a été moins concluant que prévu. Le nombre de loutres sur l'île San Nicolas s'est accru lentement depuis 1993, avec 27 individus en 2002 et au moins 73 nouveau-nés depuis la réintroduction (USFWS, 2003). Pour ce qui est du confinement de la population, le projet a été un échec. La gestion zonale s'est révélée inefficace, coûteuse et potentiellement nuisible pour la population souche. En juillet 2000, le USFWS a décidé que le confinement des loutres de mer en tentant de maintenir la *zone exempte de loutres de mer* mettait en péril de rétablissement de la population de loutres de mer du Sud et a arrêté de retirer les loutres de mer présentes dans la zone d'exclusion (Federal Register, 22 janvier 2002, volume 66:14:6649-6652). La décision d'arrêter de capturer les loutres de mer a été remise en question par les pêcheurs commerciaux qui ont entamé des poursuites contre le USFWS. Les tribunaux, cependant, se sont prononcés en faveur de l'USFWS, et la population de loutres de mer a pu prendre de l'expansion dans la *zone exempte de loutres de mer*. Aucune décision finale concernant les options relatives au programme de translocation, à savoir revoir le programme ou y mettre un terme, n'a encore été prise (USFW, 2005).

On ne sait pas vraiment pourquoi la translocation n'a obtenu qu'un succès limité (Benz, 1996). Au moins le tiers des loutres de mer adultes dispersées à partir de l'île San Nicolas sont retournées à l'endroit où elles avaient été capturées ou ont gagné d'autres zones, au-delà de l'île San Nicolas. L'obligation de capturer et de relocaliser les loutres ayant quitté la zone de translocation, et particulièrement de limiter l'aire de répartition de la population actuelle, a été une mesure extrêmement coûteuse et difficile à appliquer et, probablement, néfaste pour la population originale de loutres de mer. Si la *zone exempte de loutres de mer* n'avait pas été instaurée et si la population relocalisée avait été laissée à elle-même, les efforts visant à rétablir une nouvelle population reproductrice au-delà de l'aire de répartition actuelle en Californie auraient pu être plus concluants (R. Jameson, comm. pers., 2003). Le déversement de pétrole de l'*Exxon Valdez*, en 1989, a démontré qu'un désastre d'une ampleur semblable en Californie aurait affecté à la fois la population existante et la population expérimentale de l'île San Nicolas. Comme tel, l'initiative de translocation ne peut réduire la menace posée par un déversement d'une telle envergure, mais la menace posée par des déversements de moindre importance pourrait être réduite.

1.4 Besoins de la loutre de mer

1.4.1 Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques

Habitat

La loutre de mer s'alimente principalement d'invertébrés qu'elle trouve en plongeant jusqu'au fond de l'eau. En conséquence, l'étendue de son habitat vers le large est limitée par sa capacité de plonger. La plupart des plongées qu'effectue la loutre pour s'alimenter ne dépassent pas des profondeurs de 40 m, ce qui fait en sorte que la loutre ne s'aventure que rarement au-delà de 1 à 2 km du rivage, à moins que les hauts fonds ne s'étendent plus loin vers le large (Riedman et Estes, 1990; Bodkin *et al.*, 2004). Sur la côte de la C.-B., la loutre de mer est d'ordinaire présente le long de sections de rivage exposé caractérisé par un relief rocheux complexe avec de petits bras de mer et des récifs rocheux au large. Les peuplements de varech servent souvent de sites de rassemblement pour des groupes de loutres, et on y observe aussi des individus seuls (Loughlin, 1977; Jameson, 1989). Les peuplements de varech sont également utilisés comme aire d'alimentation et sont d'importants composants de l'habitat, quoique non nécessaires. Les communautés établies sur des substrats meubles qui comportent des espèces de palourdes sont également des habitats d'alimentation très importants pour la loutre (Kvitek *et al.*, 1992; Kvitek *et al.*, 1993).

La qualité de l'habitat et, de ce fait, la densité des loutres semblent tributaires des caractéristiques du substrat. Les zones présentant un substrat rocheux irrégulier conviendraient mieux aux loutres que les secteurs avec peu de relief. Cela est certainement vrai en Californie (Riedman et Estes, 1990; Laidre *et al.*, 2001), bien que dans certaines parties du détroit Prince-William, les densités de loutres de mer sont élevées dans certains habitats aux sédiments meubles où se trouve une population abondante de palourde (J. Bodkin, comm. pers., 2003). En général, le substrat rocheux abrite probablement une plus grande variété d'espèces d'invertébrés consommés par les loutres (Riedman et Estes, 1990). La croissance de la population de loutre de mer en Colombie-Britannique n'est pas limitée par la disponibilité de l'habitat à l'heure actuelle du fait qu'on recense encore une somme considérable d'habitats qui demeurent inoccupés par l'espèce.

Les conditions météorologiques et marines peuvent avoir une incidence sur l'utilisation de l'habitat, comme on a pu l'observer sur la côte de la C.-B. Pendant les périodes de temps calme, les loutres de mer ont tendance à être présentes près des récifs du large, mais elles peuvent se regrouper sur la côte lorsque la température est moins clémente (Morris *et al.*, 1981; Watson, 1993).

Alimentation

Les loutres de mer s'alimentent sur le fond marin ainsi que dans les peuplements de varech. Elles s'alimentent en majeure partie dans les zones infratidales, quoique des loutres s'alimentent dans la zone intertidale lorsque la marée est haute (Estes, 1980; VanBlaricom, 1988; J. Watson, comm. pers., 2002) et vont même jusqu'à quitter l'eau pour s'alimenter de moules exposées lorsque la marée est basse (Harrold et Hardin, 1986). La profondeur à laquelle les loutres de mer

s'alimentent peut varier sur le plan géographique et est fonction de la disponibilité des proies. En Californie, des loutres de mer s'alimentent d'ordinaire à des profondeurs inférieures à 25 m et dépassent rarement les 40 m, tandis que dans certaines parties de l'Alaska, elles peuvent s'alimenter dans des eaux plus profondes (Riedman et Estes, 1990).

Les loutres de mer capturent leurs proies avec leurs membres antérieurs et les conservent souvent dans les replis de peau qui se trouvent sous ceux-ci. Les plongées effectuées à la recherche de proies peuvent durer de 50 secondes à plus de trois minutes (passé en revue dans Riedman et Estes, 1990). Les proies sont consommées à la surface. Les loutres de mer utilisent des roches ou d'autres objets durs pour faire éclater la coquille de leurs proies et sont parmi les rares animaux qui utilisent des outils.

Régime alimentaire

Les loutres de mer consomment un vaste éventail de proies; toutefois, leur régime alimentaire varie selon l'emplacement géographique, la durée de résidence et l'individu. Dans les habitats rocheux où la loutre s'est réinstallée depuis peu de temps et où les oursins sont abondants, la loutre consommera ces derniers de préférence, probablement du fait qu'ils sont faciles à capturer. Lorsque l'abondance d'une proie de prédilection est réduite dans un secteur donné, le régime alimentaire de la population de loutres de mer se diversifie et comporte un vaste éventail d'invertébrés, y compris diverses espèces de bivalves, d'escargots, de chitons, de crabes, d'étoiles de mer et même de poissons à certains endroits (Estes *et al.*, 1981). Dans les habitats caractérisés par des sédiments meubles et où la palourde est présente, les loutres de mer creusent pour trouver leurs proies. Les palourdes constituent une partie importante du régime alimentaire de la loutre de mer dans le sud-est de l'Alaska et en C.-B. (Kvitek *et al.*, 1992). Les observations de loutres de mer creusant pour trouver des palourdes jaunes, des fausses-mactres ainsi que des panopes en C.-B. (Keple, 2000; J. Osborne, comm. pers., 2003; L. Nichol, comm. pers., 2002; relevés du UHA sur les panopes, 2002) semblent indiquer que ces espèces représentent une proportion importante du régime alimentaire de la loutre. Les poissons constituent pour leur part une proie importante dans certaines parties des îles Aléoutiennes et du Commandeur ainsi que dans les Kouriles (Estes et VanBlaricom, 1985; Watt *et al.*, 2000). Au sein d'une population, les individus affichent une spécialisation pour ce qui est des proies et des habitudes alimentaires. Ces préférences peuvent persister pendant de longues périodes et semblent être transmises de la mère à sa progéniture pendant la période d'association mère-jeune (Estes *et al.*, 1981; Estes *et al.*, 2003).

Organisation sociale

Les loutres de mer se séparent par sexe, les mâles et les femelles occupant des zones distinctes sur le plan spatial. Toutefois, des mâles adultes établissent et occupent des territoires de reproduction dans les zones occupées par les femelles (Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989; Riedman et Estes, 1990; Watson, 1993). Des rassemblements de mâles se produisent dans l'aire de répartition de populations établies et en périphérie de l'aire de populations en expansion (Jameson, 1989; Watson, 1993). Lorsque la saison de reproduction est à son maximum, les groupements de mâles sont composés en majeure partie de jeunes mâles, car les mâles adultes ont établi des territoires plus près des zones de rassemblement des femelles. Les mâles

territoriaux rejoignent les groupements de mâles, même si certains mâles maintiennent leurs territoires pendant toute l'année (Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989).

Déplacements et domaine vital

Les loutres de mer ne migrent pas et affichent une grande fidélité au site qu'elles occupent, bien que des déplacements saisonniers et des déplacements sur de longues distances occasionnels puissent survenir (Garshelis, 1983; Jameson, 1989). Les loutres de mer occupent des domaines vitaux relativement petits qui se chevauchent et dont la superficie varie de quelques kilomètres à des dizaines de kilomètres du rivage (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989). En Californie, les territoires des mâles s'étendent en moyenne sur 40 ha. Les domaines vitaux des femelles sont plus grands, mais sur une base annuelle, les mâles adultes peuvent utiliser une superficie beaucoup plus grande (Jameson, 1989). En Californie, des adultes mâles utilisent sur une base annuelle plus de 80 kilomètres de rivage (Ribic, 1982; Jameson, 1989). L'expansion de l'aire de répartition de la population se produit d'ordinaire lorsque les mâles se déplacent *en masse* à partir de la périphérie de l'aire de répartition occupée vers un habitat inoccupé. Les femelles occupent graduellement les zones laissées vacantes par les mâles (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Wendell *et al.*, 1986; Jameson, 1989). Cela démontre que la croissance de la population et l'expansion de son aire de répartition sont reliées.

Reproduction et soins maternels

Les loutres de mer femelles atteignent leur maturité sexuelle lorsqu'elles ont de deux à cinq ans (Bodkin *et al.*, 1993). Les mâles se reproduisent quant à eux lorsqu'ils ont atteint de cinq à six ans, bien que la maturité sexuelle chez les mâles puisse être atteinte plus tôt (Riedman et Estes, 1990). À cinq ans, toutes les femelles ont mis bas (Bodkin *et al.*, 1993; Jameson et Johnson, 1993). Les loutres de mer demeurent capables de se reproduire jusqu'à la mort. Les femelles ont un taux de survie plus élevé que les mâles (Siniff et Ralls, 1991) et vivent de 15 à 20 ans, tandis que les mâles ne vivent que de 10 à 15 ans (Riedman et Estes, 1990).

L'accouplement a lieu toute l'année, bien que l'on observe une pointe dans les mises bas dans certaines populations, y compris sur la côte de la C.-B., où la période de mise bas semble atteindre un maximum en mars et en avril (Watson, 1993). La gestation, y compris une période de report de l'implantation, dure de six à huit mois (Riedman *et al.*, 1994). Les loutres de mer sont polygynes; les mâles ont des partenaires multiples tout au long de l'année. Les femelles donnent naissance à un seul petit par année (Siniff et Ralls, 1991; Bodkin *et al.*, 1993; Riedman *et al.*, 1994). Les femelles mettent bas dans l'eau ou sur la terre; la naissance de jumeaux est un phénomène rare (Kenyon, 1969; Jameson, 1983; Jameson et Bodkin, 1986; Jameson et Johnson, 1993; Riedman *et al.*, 1994).

À la naissance, les petites pèsent de 1,4 à 2,3 kg (Riedman et Estes, 1990) et demeurent dépendants de leur mère pendant les six à huit premiers mois, après quoi survient le sevrage (Payne et Jameson, 1984; Jameson et Johnson, 1993; Riedman *et al.*, 1994). La mère s'occupe entièrement des petits tant que ces derniers sont dépendants. Durant le premier mois, le petit ne se nourrit que du lait de sa mère, tandis que vers quatre mois, il s'alimente presque exclusivement de proies que sa mère lui apporte. Finalement, à cinq mois, les petits peuvent plonger, capturer et ouvrir leurs proies et entretenir eux-mêmes leur fourrure. La mortalité avant le sevrage peut être

élevée; de 60 à 78 % dans les secteurs où les populations sont presque en équilibre avec les ressources, mais peut également être aussi basse que 15 % au sein des populations en croissance (Siniff et Ralls, 1991; Bodkin *et al.*, 1993; Jameson et Johnson, 1993; Monson *et al.*, 2000a).

1.4.2 Rôle écologique

La loutre de mer est une espèce qui vit près du rivage et qui s'alimente principalement d'invertébrés benthiques qu'elle trouve en plongeant jusqu'au fond de l'eau. La loutre de mer est considérée comme une « espèce clé » qui contribue de façon significative à la structure et à la fonction des communautés benthiques situées près du rivage et au cycle biologique des invertébrés qu'elle consomme (Estes et Palmisano, 1974; Estes *et al.*, 2005). Ces interactions sont importantes sur le plan écologique et ont des répercussions importantes sur de nombreuses pêches aux invertébrés.

Paine (1969) a présenté le concept de l'espèce clé pour décrire le rôle que les étoiles de mer, *Pisaster ochraceous*, jouent dans la structuration des communautés intertidales vivant en milieu rocheux. Une espèce clé est une espèce qui a, sur la structure d'une communauté, un effet supérieur à ce lui auquel on peut s'attendre compte tenu de son abondance (Power *et al.*, 1996). La loutre de mer est un bon exemple d'espèce clé. Les recherches menées au cours des dernières décennies ont démontré le rôle clé joué par la loutre de mer, particulièrement dans les habitats infratidaux rocheux (Estes et Palmisano, 1974; Estes et Duggins, 1995), et aussi ses effets dans les habitats caractérisés par des sédiments meubles (Kvitek et Oliver, 1992). La prédation exercée par la loutre de mer réduit donc l'abondance et la taille des individus des invertébrés, ce qui par la suite a des conséquences importantes sur la structure des communautés situées près du rivage (Estes *et al.*, 1989).

La disparition des loutres de mer de la majeure partie de leur aire de répartition a vraisemblablement eu des effets à grande échelle sur la structure des communautés vivant près du rivage (Estes et Duggins, 1990). Cela peut avoir affecté les processus écologiques et provoqué des effets évolutionnaires chez de nombreuses espèces consommées par les loutres (Estes *et al.*, 1989; Watson, 2000; Estes *et al.*, 2005). La loutre de mer régularise l'abondance et la taille de ses proies. En consommant des herbivores tels que des oursins, la loutre de mer réduit le broutage et accroît l'abondance des algues. En conséquence, lorsque les loutres de mer disparaissent d'un système, les oursins peuvent consommer tous les végétaux (Estes et Palmisano, 1974). Sans la prédation exercée par les loutres de mer, les proies de la loutre peuvent devenir plus grosses et plus abondantes du fait que les loutres de mer sont contraintes, pour combler leurs besoins énergétiques, à s'alimenter de grosses proies (Estes *et al.*, 1989). Ainsi, dans les aires d'alimentation des loutres de mer, les proies ont tendance à être moins abondantes et plus petites et, dans de nombreux cas, à se réfugier dans des crevasses et sous des roches, où elles trouvent un refuge physique les protégeant des loutres (Hines et Pearse, 1982; Fanshawe *et al.*, 2003). Qui plus est, dans les secteurs où la loutre de mer est présente, les invertébrés herbivores peuvent cesser de s'alimenter activement pour s'alimenter de façon passive d'algues à la dérive, qui deviennent abondantes au fur et à mesure que le varech prend de l'expansion (Harrold et Reed, 1985).

La relation entre les loutres de mer, les oursins et le varech a été décrite pour la première fois dans les îles Aléoutiennes (Estes et Palmisano, 1974). Depuis, des études menées dans le sud-est de l'Alaska (Estes et Duggins, 1995), en C.-B. (Morris *et al.*, 1981; Breen *et al.*, 1982; Watson, 1993), dans l'État de Washington (Kvitek *et al.*, 1989; Kvitek, 1998) et en Californie (Laur *et al.*, 1988) ont fourni des preuves soutenant la généralité de cette interaction. Même si l'on conteste peu le fait que les loutres de mer ont un impact important sur les invertébrés et que cela entraîne des changements dans l'abondance du varech, d'autres processus physiques et biologiques peuvent avoir un effet sur l'abondance du varech et des oursins de mer (voir Foster et Schiel, 1988; Konar et Estes, 2003). Qui plus est, l'importance de la loutre de mer dans la régulation de la structure des communautés doit être considérée dans un contexte géographique. Par exemple, dans le sud de la Californie, où d'autres prédateurs peuvent régulariser l'abondance des oursins, les loutres de mer peuvent jouer un rôle moins important au chapitre de l'abondance du varech (voir Steneck *et al.*, 2002 pour un examen). De la même façon, dans les eaux intérieures du bras Puget et du détroit de Georgia, où les loutres de mer peuvent n'avoir jamais été abondantes, des facteurs autres que le broutage par les oursins peuvent contribuer à régulariser l'abondance du varech (Carter *et al.*, 2007).

La prédation par les loutres de mer a également des effets indirects sur les processus écologiques et la structure des communautés. Les peuplements de varech améliorent la productivité près du rivage et entrent dans les réseaux trophiques en tant que détritiques sous la forme d'algues à la dérive et de matière organique dissoute. Dans les îles Aléoutiennes où la loutre de mer est dominante, le carbone associé au varech représente plus de la moitié du carbone présent dans le réseau trophique. Dans ces habitats, la productivité près du rivage, mesurée en fonction de la croissance des invertébrés, est de deux à cinq fois plus élevée que dans les zones où la loutre de mer et le varech sont absents (Duggins *et al.*, 1989). Le varech améliore également la structure de la colonne d'eau en créant un habitat tridimensionnel complexe qui soutient un vaste éventail d'invertébrés et de poissons (Bodkin, 1988; Ebeling et Laur, 1988; Laur *et al.*, 1988; Duggins *et al.*, 1990; Carr, 1991). Les poissons vivant près du rivage sont plus abondants dans les zones où des peuplements de varech sont présents que dans les zones fortement broutées par les oursins ou dans les zones exemptes de varech. Qui plus est, les peuplements de varech amortissent les courants de marée et la hauteur des vagues et influent sur la dispersion, le taux d'établissement et le recrutement des invertébrés benthiques et des sébastes qui y vivent (Duggins *et al.*, 1990; Carr, 1991). Les processus de fertilisation, d'établissement des larves et de recrutement peuvent aussi être affectés par la présence du varech (Reed *et al.*, 2000; Watson, 2000).

Les loutres de mer ont également des effets écologiques sur les communautés établies sur des substrats meubles, bien que leur rôle dans ces communautés soit moins bien documenté. La prédation exercée par les loutres de mer peut réduire l'abondance et la taille des palourdes. Les palourdes constituent probablement une importante partie du régime alimentaire des loutres de mer de la côte de la C.-B. Dans le sud-est de l'Alaska, les palourdes constituent la principale ressource alimentaire des loutres de mer (Kvitek et Oliver, 1992). En plus d'influer sur ces espèces par prédation directe, la loutre de mer peut aussi avoir des effets secondaires au niveau de la communauté, même si ce n'est pas dans la même mesure que dans les habitats rocheux (Kvitek *et al.*, 1992). Néanmoins, en perturbant le fond de la mer et en ajoutant des déchets de coquilles (substrat dur), la prédation par la loutre de mer peut soutenir l'établissement et le

recrutement de diverses espèces qui ont besoin d'un substrat dur (Kvitek *et al.*, 1992; Kvitek *et al.*, 1993).

Les loutres de mer s'alimentent de palourdes et de moules dans la zone intertidale. La prédation exercée sur les moules crée des trouées dans les bancs de moules qui permettent à d'autres espèces de s'établir (VanBlaricom, 1988). La prédation dont font l'objet les palourdes dans les zones intertidales peut également avoir des effets secondaires sur les oiseaux et d'autres mammifères qui s'alimentent aussi d'espèces intertidales, mais ces effets ne sont pas bien documentés (Bodkin *et al.*, 2001).

1.4.3 Facteurs limitatifs

La loutre de mer est une espèce dépendante de la densité, et l'on pense que la croissance de la population est régularisée par la disponibilité des ressources. L'abondance des proies influe sur la survie des juvéniles, tandis que les taux de reproduction des femelles (0,83 à 0,94) demeurent relativement constants, que la population soit en croissance ou qu'elle soit stable et en équilibre (Siniff et Ralls, 1991; Bodkin *et al.*, 1993; Jameson et Johnson, 1993; Monson *et al.*, 2000). Au fur et à mesure que le nombre de loutres de mer présentes dans une zone s'accroît et que la nourriture devient un facteur limitatif, la densité des loutres dans la zone se maintient en équilibre par la mortalité et l'immigration (Estes, 1990). La survie avant le sevrage varie de 22 à 40 % chez les populations ayant presque atteint l'équilibre à 85 % chez les populations en croissance. La survie depuis le sevrage jusqu'à l'âge d'un an tend également à être inférieure chez les populations s'approchant de l'équilibre (Monson *et al.*, 2000a). Les loutres $\geq$ deux ans ont en général des taux de survie élevés s'approchant de 90 %, peu importe l'état de la population (Monson *et al.*, 2000a).

Prédation

Les carcasses de bébés loutres trouvées dans des nids d'aigles laissent sous-entendre que ces derniers peuvent être une cause de mortalité chez les nouveau-nés en C.-B. (Watson *et al.*, 1997). Dans les îles Aléoutiennes, les bébés loutres de mer représentent de 5 à 20 % (par fréquence) du régime alimentaire des aigles pendant la saison de mise bas des loutres de mer (Anthony *et al.*, 1998). Les épaulards ne seraient pas une cause de mortalité importante en C.-B., quoique l'on ait déjà signalé des épaulards poursuivant des loutres de mer dans la baie Kyuquot (Watson *et al.*, 1997). Par contre, la prédation par les épaulards peut être importante dans l'ouest de l'Alaska, où des déclin spectaculaires touchent présentement la population de loutres de mer. Estes *et al.* (1998) avancent l'hypothèse que, en raison des déclin spectaculaires dans les populations de phoques et de lions de mer résultant d'un changement à grande échelle au niveau de l'écosystème, les épaulards s'alimentant de mammifères auraient commencé à s'attaquer aux loutres de mer et seraient la cause du déclin observé dans la population de celles-ci. La prédation par le grand requin blanc est une cause importante de mortalité chez les loutres de mer du Sud et s'est accrue au fil du temps, particulièrement pendant la période de déclin récent et actuel touchant cette population de loutres de mer (Estes *et al.*, 2003). Le déclin observé dans l'ouest de l'Alaska nous indique qu'une meilleure compréhension des prédateurs de la population de loutres de mer canadiennes peut être justifiée.

Maladies

Diverses maladies ont été documentées chez la loutre de mer (Thomas et Cole, 1996; Reeves, 2002; Shrubsole *et al.*, 2005; Gill *et al.*, 2005) mais, en général, on ne croit pas que les maladies soient une cause de mortalité importante dans la plupart des populations de loutres de mer, excepté celles de la Californie. En Californie, les maladies sont en effet responsables de 40 % mortalités d'individus dont les carcasses ont été retrouvées sur les plages et contribuent à maintenir un faible taux de croissance démographique, comparativement à d'autres populations de loutres de mer (Thomas et Cole, 1996; Estes *et al.*, 2003).

Diversité génétique

Une population peut perdre sa diversité génétique lorsqu'elle est réduite à de faibles effectifs et que les survivants recommencent à se multiplier; ce phénomène est appelé effet d'étranglement. La perte de diversité génétique peut se produire par endogamie ou résulter du fait que le bassin de gènes limité que présentent les petites populations entraîne une fécondité moins élevée, des taux de mortalité juvénile plus élevés et une réduction générale du taux de croissance de la population. Qui plus est, la perte de diversité réduit la capacité de la population à réagir à des événements stochastiques. Les loutres de mer de la région côtière de la C.-B. ont été affectées par au moins deux épisodes d'étranglement génétique, le premier épisode généralisé ayant amené l'espèce à un état de quasi extinction à la suite de la traite des fourrures marines des 18^e et 19^e siècle, le second ayant été causé par la réintroduction d'un petit nombre d'individus en C.-B.

À la suite de l'époque de la traite des fourrures, la population de loutres de mer sur toute l'aire de répartition de l'espèce comptait moins de 2 000 animaux en 1911, soit environ un ou deux pour cent de l'effectif originel (Kenyon, 1969). Ce phénomène d'étranglement a fait en sorte que la diversité génétique des populations actuelles de loutres de mer est sensiblement inférieure à celle des loutres de l'effectif originel, la perte chez les loutres modernes s'établissant à au moins 62 % du côté des allèles et à 43 % du côté de l'hétérozygoté (Larson *et al.*, 2002a).

Bodkin *et al.* (1999) ont démontré que d'une part la diversité haplotypique de l'ADN mitochondrial (ADNmt), une mesure de la diversité génétique, présentait une corrélation inverse avec le temps pendant lequel les populations subsistantes et celles ayant fait l'objet de translocations sont demeurées à la taille d'une petite population fondatrice et que, d'autre part, la diversité haplotypique affichait une corrélation positive avec la taille des populations fondatrices. Par contre, en ce qui concerne l'effet d'étranglement résultant de la translocation de petits nombres d'animaux, Bodkin *et al.* (1999) n'ont pu déceler de différences au chapitre de la diversité génétique chez les populations subsistantes (qui ont connu un phénomène d'étranglement) et les populations ayant fait l'objet d'une translocation (qui ont connu deux effets d'étranglement) dans la région côtière de la C.-B., de l'État de Washington et du sud-est de l'Alaska (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b). La poursuite de la perte de diversité génétique a pu en grande partie être évitée par la réintroduction de populations issues d'au moins 20 à 30 individus, car la croissance rapide de la population, de concert avec l'abondance élevée de nourriture dans les zones de réintroduction, a limité la durée de l'effet d'étranglement génétique (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b).

En 1989, on a signalé pour la première fois des femelles avec leurs petits dans la région centrale de la côte de la C.-B., à plus de 235 km des populations réintroduites sur l'île de Vancouver (BC Parks, 1995). L'origine de ces loutres est inconnue (Watson *et al.*, 1997), mais des analyses génétiques récentes pratiquées sur 18 échantillons de loutres de mer provenant de la région centrale de la côte de la C.-B. en 2003 ont révélé la présence de deux haplotypes d'ADNmt (marqueurs génétiques) correspondant à ceux de loutres provenant de l'île Amchitka et du détroit Prince-William, ce qui laisse sous-entendre que les loutres présentes dans la région centrale de la côte de la C.-B. sont des descendantes de loutres d'Alaska réintroduites (MPO, non publié). Les loutres de mer du sud-est de l'Alaska et de l'État de Washington ont la même origine (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b).

Les populations actuelles de loutres de mer sont moins diversifiées sur le plan génétique que les populations originelles (Larson *et al.*, 2002a). Cette diversité génétique moins grande accroît le risque d'extinction à la suite d'événements stochastiques. Si un déversement de pétrole survenait et réduisait de façon importante la population de loutres de mer, il est peu probable que le rétablissement soit aussi rapide (c.-à-d., comme celui qui s'est produit après la réintroduction) du fait que la détérioration de l'habitat par le pétrole déversé et la réduction de l'abondance des grandes proies auraient sans doute un effet sur la croissance et le rétablissement de la population de loutres (voir Bodkin *et al.*, 2002).

Biotoxines marines

La toxine responsable de l'intoxication paralysante par les mollusques (IPM), produite par certaines espèces de dinoflagellés, peut s'accumuler à des concentrations toxiques dans les bivalves filtreurs. La palourde jaune, qui a tendance à accumuler la biotoxine IPM, constitue un composant important du régime alimentaire de la loutre de mer. L'important épisode de mortalité observé chez la loutre de mer dans l'archipel de Kodiak au cours de l'été 1987 a été attribué en partie à la biotoxine IPM (DeGange et Vacca, 1989). Une étude a révélé que les loutres de mer pouvaient détecter la biotoxine IPM et éviter les palourdes qui en contiennent des concentrations létales (Kvitek *et al.*, 1991).

L'acide domoïque, une biotoxine produite par certaines espèces de diatomées et certaines algues marines, peut s'accumuler dans les mollusques filtreurs et être introduite dans la chaîne alimentaire, affectant de ce fait non seulement les espèces qui s'alimentent d'invertébrés, mais les espèces ichtyophages également. Détectée pour la première fois sur la côte ouest de l'Amérique du Nord en 1991, l'acide domoïque a été identifié comme étant la cause de plusieurs épisodes de mortalité importants chez les oiseaux de mer et les lions de mer en Californie. Récemment, l'incidence de la myocardite et de la myocardiopathie dilatée chez les loutres de mer du Sud, qui se sont révélées une cause de mort chez 13 % des carcasses trouvées sur la plage entre 1998 et 2001, a été liée à une exposition à l'acide domoïque (Kreuder *et al.*, 2005; Kreuder *et al.*, 2003).

Même si l'occurrence d'espèces de phytoplancton toxiques est un phénomène naturel, le problème des proliférations d'algues nuisibles semble s'être accru depuis deux décennies, notamment dans les eaux de la C.-B. (Taylor, 1990). La pollution côtière, en particulier

l'augmentation des concentrations d'azote et de phosphore dans les eaux d'égout et les eaux de ruissellement côtières, est en partie responsable de ce phénomène (Anderson, 1994).

1.5 Menaces

Le tableau qui suit présente les catégories de menaces ou de causes de mortalité chez la loutre de mer attribuable à l'homme. Les maladies sont incluses du fait qu'un effet anthropique apparent est observé présentement en Californie. Voir l'annexe II pour une définition des rubriques et des termes présentés dans le tableau.

1.5.1 Classification des menaces

Tableau 3 Tableau de classification des menaces

1Menace (Contaminants environnementaux - déversements de pétrole)		Information sur la menace		
Catégorie de menace	Mortalités accidentelles et habitats perdus ou détériorés	Envergure	Localisée	
			Locale	Aire de répartition complète
Menace générale	Transport de pétrole et utilisation d’hydrocarbures pour alimenter les navires	Occurrence	Prévue	
		Fréquence	Récurrente	
Menace particulière	Déversements de pétrole	Certitude causale	Élevée	
		Gravité	Élevée	
Contrainte	Mortalité élevée par hypothermie, inhalation d’émersions ou ingestion du pétrole présent dans la fourrure provoquant des dommages aux organes internes. Succès de reproduction réduit; contamination chronique par exposition à des sédiments et à des proies contaminés.	Degré de préoccupation	Élevé	

2Menace (Contaminants environnementaux - toxines persistantes bioaccumulées)		Information sur la menace		
Catégorie de menace	Pollution	Envergure	Étendue ou localisée	
			Locale	Aire de répartition complète
Menace générale	Introduction de produits chimiques industriels et agricoles dans les réseaux trophiques marins	Occurrence	Courante	
		Fréquence	Continue	
Menace particulière	Toxines bioaccumulées	Certitude causale	Faible	
		Gravité	Faible-moderée	
Contrainte	Succès de reproduction réduit, perturbation de la fonction reproductrice, capacité immunitaire réduite, mortalité	Degré de préoccupation	Faible	

3Menace (maladies et parasites)		Information sur la menace		
Catégorie de menace	Mortalités accidentelles, changement de la dynamique écologique, pollution	Envergure	Localisée et étendue	
			Locale	Aire de répartition complète
Menace générale	Introduction de maladies et de parasites	Occurrence	Anticipée	
		Fréquence	Inconnue	
Menace	Exposition à des maladies	Certitude causale	Élevée	

particulière	nouvelles	Gravité	Inconnue	
Contrainte	Mortalité élevée, perte de potentiel reproducteur	Degré de préoccupation	Faible	
4 Menace (Engins de pêche)		Information sur la menace		
Catégorie de menace	Mortalités accidentelles	Envergure	Localisée	
			Locale	Aire de répartition complète
Menace générale	Emprisonnement ou enchevêtrement	Occurrence	Anticipée	
		Fréquence	Récurrente	
Menace particulière	Emprisonnement/enchevêtrement dans des engins de pêche ou des installations d’aquaculture	Certitude causale	Élevée	
		Gravité	Faible	
Contrainte	Mortalité accrue (noyade)	Degré de préoccupation	Faible	
5 Menace (collisions avec des navires)		Information sur la menace		
Catégorie de menace	Mortalités (ou blessures) accidentelles	Envergure	Localisée	
			Locale	Aire de répartition complète
Menace générale	Trafic maritime	Occurrence	Anticipée	
		Fréquence	Récurrente	
Menace particulière	Collisions avec des navires	Certitude causale	Élevée	
		Gravité	Faible	
Contrainte	Mortalité élevée, perte de potentiel reproducteur	Degré de préoccupation	Faible	
6 Menace (braconnage)		Information sur la menace		
Catégorie de menace	Perturbation et harcèlement	Envergure	Localisée	
			Locale	Aire de répartition complète
Menace générale	Armes à feu, pièges	Occurrence	Courante	
		Fréquence	Récurrente	
Menace particulière	Braconnage (harcèlement)	Certitude causale	Modérée	
		Gravité	Inconnue	
Contrainte	Mortalité élevée	Degré de préoccupation	Faible-modérée	
7 Menace (perturbation par l’homme)		Information sur la menace		
Catégorie de menace	Perturbation et harcèlement	Envergure	Localisée	
			Locale	Aire de répartition complète
Menace générale	Activité humaine sur l’eau, trafic maritime, observation des loutres de mer	Occurrence	Courante	
		Fréquence	Récurrente	
Menace	Perturbation du	Certitude causale	Faible	

particulière	comportement	Gravité	Faible	
Contrainte	Succès reproducteur réduit (abandon possible de l'habitat de prédilection)	Degré de préoccupation	Faible	

1.5.2 Description des menaces

Déversements de pétrole

La contamination par le pétrole a des effets immédiats et à long terme sur la loutre de mer et le rétablissement des populations. Les cinq points suivants résument la vulnérabilité de la loutre de mer au pétrole.

- Les loutres de mer dépendent de l'intégrité de leur fourrure qui leur sert d'isolant. Le pétrole détruit les propriétés hydrofuges de la fourrure. En pénétrant dans la fourrure, le pétrole élimine la couche d'air et réduit la capacité isolante de la fourrure de 70 % (Williams *et al.*, 1988). Habituellement, l'animal souffre ensuite d'hypothermie.
- Une fois que la fourrure est souillée, les loutres de mer ingèrent du pétrole lorsqu'elles nettoient leur fourrure. Le pétrole ingéré endommage les organes internes, ce qui a par la suite des effets aigus et chroniques sur la santé et la survie des loutres de mer.
- Les loutres de mer sont des animaux vivant près du rivage qui présentent une grande fidélité à l'emplacement où elles vivent et qui demeureront dans les zones souillées par le pétrole ou y retourneront; en outre, elles se reposent souvent dans les peuplements de varech, lesquels retiennent le pétrole.
- Les loutres de mer vivent en groupes de même sexe, lesquels peuvent inclure 100 individus ou plus. En conséquence, un nombre important de loutres de mer représentant une proportion importante du potentiel reproducteur de la population peut être contaminé simultanément par le pétrole. La perte d'un groupe de loutres de mer mâles peut avoir moins d'effet sur la reproduction que la perte d'un groupe de loutres femelles du fait que l'espèce est polygyne.
- Les loutres de mer se nourrissent d'invertébrés benthiques, lesquels peuvent accumuler et stocker des hydrocarbures toxiques au moment d'un déversement et après.

La situation de la population de loutres de mer du détroit Prince-William illustre à la fois les impacts à court et à long terme de la contamination par le pétrole. Au printemps 1989, le pétrolier *Exxon Valdez* s'est échoué dans le détroit Prince-William, déversant 42 millions de litres de pétrole brut. Près de 1 000 carcasses de loutres de mer ont été retrouvées dans les six mois qui ont suivi, mais on estime que la mortalité totale se situait entre 2 650 (Garrott *et al.*, 1993) et 3 905 individus (DeGange *et al.*, 1994). Présentement, les loutres de mer vivant dans les secteurs du détroit qui ont été les plus fortement contaminés par le pétrole présentent toujours des concentrations de cytochrome P4501A (un biomarqueur pour les hydrocarbures) anormalement élevées comparativement aux loutres présentes dans des zones moins contaminées

par le pétrole. Cela laisse sous-entendre que l'exposition à des résidus de pétrole présents dans les proies et dans l'habitat se poursuit. La croissance de la population est beaucoup moins élevée dans les zones fortement contaminées par le pétrole, et on pense que le rétablissement est ralenti par les effets résiduels du pétrole, malgré la présence d'une nourriture abondante et malgré l'émigration (Bodkin *et al.*, 2002). Une modélisation de la population effectuée à l'aide de données recueillies de 1976 à 1998 indique que les loutres de mer du détroit Prince-William ont, pour toutes les classes d'âges, affiché des taux de survie moins élevés au cours des neuf années qui ont suivi le déversement. Les effets du déversement sur la survie semblent se dissiper en grande partie du fait que les animaux vivant au moment du déversement sont morts (Monson *et al.*, 2000b), mais la population du détroit Prince-William ne s'est pas encore rétablie entièrement aux niveaux qu'elle affichait avant le déversement.

Le risque de déversement de pétrole en C.-B. est une préoccupation importante depuis quelques temps, particulièrement depuis le déversement du *Nestucca*, le 22 décembre 1988 (Waldichuk, 1989) et celui de l'*Exxon Valdez*, qui s'est produit moins de six mois plus tard (Loughlin, 1994). Le *Nestucca* a déversé 875 000 litres de mazout au large de Grays Harbour, dans l'État de Washington. Le courant, combiné aux vents côtiers, a repoussé la nappe de pétrole vers le nord, souillant le rivage de l'État de Washington et la côte ouest de l'île de Vancouver. La nappe d'hydrocarbures altérés a atteint les îles Goose, dans la région centrale de la côte de la C.-B. (Watson, 1989). Des relevés effectués peu de temps après le déversement ont permis de découvrir une carcasse de loutre de mer contaminée par les hydrocarbures sur un îlot situé au large de la baie Checleset et des excréments de loup contenant de la fourrure de loutre de mer contaminée par les hydrocarbures sur l'île de Vancouver, dans la zone touchée. Même s'il ne fait pratiquement aucun doute que des loutres de mer sont mortes à la suite d'une contamination par les hydrocarbures, le nombre exact d'animaux morts ne peut être établi du fait que les ours et les loups envahissent rapidement les plages où se trouvent les carcasses. Au cours de relevés effectués à partir d'un navire l'été suivant, aucun effet décelable sur la population n'a été observé (Watson, 1989), bien qu'une variation concernant les dénombrements de loutres de mer puisse être assez élevée, ce qui rend souvent difficile la confirmation des tendances. Même si l'impact du déversement semble avoir été minime, l'événement, néanmoins, a démontré la vulnérabilité de la population de loutres de mer à la contamination par le pétrole.

Les menaces de déversements de pétrole dans les eaux marines de la C.-B. sont posées notamment par les cargaisons des navires citernes et des barges, les eaux de cale, les réservoirs de combustible des navires, les installations de ravitaillement côtières et même les industries établies sur la côte, telles que les usines de pâtes et papiers (Shaffer *et al.*, 1990). Au début des années 1990, plus de 7 000 passages ont été effectués chaque année par des cargos et des pétroliers dans les eaux canadiennes du Pacifique, y compris au moins 1 500 passages de pétroliers entre la C.-B. et l'Alaska et plus de 350 passages de pétroliers chargés entrant dans le détroit de Juan de Fuca (Burger, 1992). Le plus grand volume de pétrole et le risque le plus élevé sont associés aux cargaisons de pétrole brut et de produits raffinés du pétrole. Selon les données recueillies de 1988 à 1989, plus de 26 millions de mètres cubes de pétrole brut, la majeure partie du transport étant effectuée par des pétroliers, et 15 millions de mètres cubes de produits du pétrole raffinés, transportés la majeure partie du temps par des barges, ont transité annuellement dans le détroit de Juan de Fuca (Shaffer *et al.*, 1990). Environ 15 % de ces cargaisons ont été

livrées à des dépôts côtiers situés le long de la côte ouest de l'île de Vancouver (Shaffer *et al.*, 1990).

Il est peu probable que le volume de pétrole transporté ait décliné depuis la fin des années 1980; en fait, il est davantage plausible qu'il ait augmenté avec l'accroissement de la population humaine (Schaffer *et al.*, 1990). Des modèles du risque élaborés à cette époque prévoyaient les fréquences de déversements de pétrole suivantes dans les eaux marines du sud de la C.-B. et du nord de l'État de Washington :

- déversements de pétrole brut ou de mazout supérieurs à 159 000 litres (1 000 barils) susceptibles de survenir tous les 2,5 ans;
- déversements de tous types de produits pétroliers supérieurs à 159 000 litres (1 000 barils) susceptibles de survenir tous les 1,3 ans (Cohen et Aylesworth, 1990).

La fréquence réelle des déversements d'importance touchant la C.-B. entre 1974 et 1991 a été assez proche de la fréquence prévue (voir tableau dans Burger, 1992). Outre les déversements de 159 000 litres et plus, on recense de nombreux déversements de plus petite importance. Les déversements supérieurs à 1 113 litres (7 barils) sont considérés comme importants par Environnement Canada et font l'objet d'un suivi. Le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, il se produit au moins 15 déversements déclarables de plus de 1 113 litres (7 barils) chaque année (Burger, 1992). Un projet récent de livraison de pétrole brut par pétrolier à partir de Kitimat, en C.-B., aux marchés de l'Asie du Pacifique et de la Californie (Enbridge Inc., 2005) et des projets de forage de puits de pétrole et de gaz dans le détroit d'Hecate et le bassin de la Reine-Charlotte (ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources pétrolières de la C.-B.) posent des risques supplémentaires et pourraient altérer les prévisions susmentionnées quant à l'envergure et à la fréquence des déversements.

Contaminants environnementaux– Toxines persistantes bioaccumulées

Les concentrations d'organochlorés n'ont pas été mesurées chez la loutre de mer canadienne. Les concentrations de biphényles polychlorés (BPC), de pesticides organochlorés, dont le DDT, et de butylétain ont toutefois été mesurées chez les loutres de mer de la Californie, de l'État de Washington et de l'Alaska (Bacon *et al.*, 1999; Kannan *et al.*, 2004; Lance *et al.*, 2004). Les concentrations de BPC étaient plus élevées chez les loutres de l'Alaska provenant des îles Aléoutiennes (309 µg/kg de poids humide) comparativement aux loutres de la Californie (185 µg/kg de poids humide) et du sud-est de l'Alaska (8 µg/kg de poids humide) (Bacon *et al.*, 1999). Les concentrations totales de DDT étaient les plus élevées chez les loutres de mer de Californie (850 µg/kg de poids humide), comparativement à celles des îles Aléoutiennes (40 µg/kg de poids humide) et du sud-est de l'Alaska (1 µg/kg de poids humide), ce qui témoigne probablement de l'activité agricole accrue en Californie, comparativement à l'Alaska. Les concentrations de BPC mesurées chez les loutres de mer de Californie et des îles Aléoutiennes sont considérées comme préoccupantes puisque des concentrations similaires peuvent entraîner un échec de la reproduction chez le vison, une espèce étroitement apparentée (Risebrough, 1984, dans Riedman et Estes, 1990). Même si les concentrations de DDT mesurées chez les loutres de mer de Californie ne sont pas considérées comme exceptionnellement élevées lorsqu'on les

compare à celles mesurées chez d'autres mammifères marins (Bacon *et al.*, 1999), la réduction de l'immunocompétence est un effet secondaire des contaminants bien documenté chez les mammifères marins et est considérée comme un facteur potentiellement responsable du degré élevé de mortalité provoquée par les maladies au sein de la population des loutres de mer du Sud (Thomas et Cole, 1996; Reeves, 2002; Ross, 2002). Parmi un petit échantillon de carcasses recueillies sur la plage à des fins d'analyse des contaminants en Californie, celles d'animaux morts d'une maladie infectieuse contenaient, en moyenne, des concentrations plus élevées de composés à base de butylétain (composant des peintures anti salissures) et de DDT que les individus morts de traumatismes ou de causes inconnues (Kannan *et al.*, 1998; Nakata *et al.*, 1998).

Maladies et parasites

En général, on ne considère pas que les maladies constituent une cause majeure de mortalité au sein de la plupart des populations de loutres de mer (Riedman et Estes, 1990). La population de loutres de mer du Sud affiche un taux de croissance de beaucoup inférieur à celui d'autres populations et un taux de mortalité plus élevé, dont 40 % est attribuable à des maladies (Thomas et Cole, 1996). Cela est vrai même pendant les périodes d'accroissement démographique (Estes *et al.*, 2003). Même si des taux élevés de mortalité provoquée par les maladies ont été observés chez les populations de loutres de mer du Sud depuis plusieurs décennies, l'émergence d'infections associées à des parasites pour lesquels la loutre de mer n'était pas considérée comme un hôte normal soulève des préoccupations depuis quelques temps. En outre, les maladies semblent affecter des nombres élevés d'animaux d'âge intermédiaire (Thomas et Cole, 1996; Estes *et al.*, 2003). Un nombre important de mortalités ont été provoquées récemment par une encéphalite associée au protozoaire *Toxoplasma gondii*. Les chats et autres félins sont les hôtes terrestres définitifs de ce parasite. Les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines et agricoles qui empruntent les cours d'eau peuvent être responsables du transport du parasite jusqu'aux eaux marines côtières (Miller *et al.*, 2002; Lafferty et Gerber, 2002). *Sarcocystis neurona*, un agent pathogène que l'on croit d'origine terrestre et typiquement associé à l'opossum, provoque également des mortalités parmi les populations de loutres de mer du Sud (Kreuder *et al.*, 2003). Les cas de péritonites induites par des parasites acanthocéphales ont augmenté ces dernières années (Thomas et Cole, 1996). La prévalence observée des maladies et la variété de maladies sont préoccupantes, et l'on croit que la diminution de la fonction immunitaire puisse être un facteur. La réduction de l'immunocompétence pourrait être le résultat de la présence de toxines dans l'environnement, de facteurs génétiques ou d'une détérioration de l'habitat entraînant un stress alimentaire (Thomas et Cole, 1996; Reeves, 2002).

L'exposition à diverses maladies a été documentée chez la loutre de mer en Alaska, dans l'État de Washington et en C.-B. (Thomas et Cole, 1996; Reeves, 2002; Lance *et al.*, 2004; Gill *et al.*, 2005; Shrubsole *et al.*, 2005). Depuis 2002, on a procédé à l'examen de carcasses de loutres de mer retrouvées sur les plages de l'État de Washington pour déterminer la cause des décès (Lance *et al.*, 2004). En 2000, l'un des six animaux examinés était mort d'une infection double à *T. gondii* et à *S. neurona*. En 2002, l'un des huit animaux examinés était mort d'une infection à *S. neurona* et six étaient morts d'une infection à *Leptospirosis*. En 2004, deux des trois animaux examinés étaient morts d'une infection à *S. neurona*. L'un des animaux mort était porteur du virus de la maladie de Carré (CDV), un membre du genre *Morbillivirus*. Il s'agissait du premier cas rapporté de CDV chez la loutre de mer, bien que 81 % des 32 loutres de mer capturées

vivantes en 2000 et en 2003 aient obtenu des résultats positifs à des tests sérologiques concernant l'exposition à des *Morbillivirus* tel que le CDV (Lance *et al.*, 2004).

En C.-B., les carcasses rejetées sur la plage sont rarement récupérées du fait que les aigles, les ours et les loups s'en nourrissent et également du fait de l'éloignement de l'aire de répartition de la loutre de mer. Toutefois, en 2006, un individu de la côte ouest de l'île de Vancouver a été examiné, et on a déterminé qu'il était mort d'une infection à *S. neurona* (Raverty, comm. pers., 2006). Parmi les 42 animaux capturés vivants sur la côte de la C.-B. en 2003 et en 2004, huit se sont révélés séropositifs pour les *Morbillivirus* et deux l'ont été pour *T. gondii* (Shrubsole *et al.*, 2005). Le CDV a été détecté récemment dans des loutres de rivière vivant dans l'environnement marin de la C.-B. On pense que la transmission se produit via des hôtes terrestres (Mos *et al.*, 2002). La maladie peut provoquer des mortalités au sein des populations qui n'ont jamais été exposées. Les polluants organiques persistants qui suppriment leur fonction immunitaire semblent exacerber les poussées de *Morbillivirus* chez d'autres mammifères marins (Ross, 2002).

Emprisonnement dans les engins de pêche et collisions avec des navires

La mortalité associée aux engins de pêche peut avoir des impacts importants sur une population, particulièrement lorsque des animaux d'âge intermédiaire en sont les victimes. Les noyades accidentelles dans des filets-maillants immergés ont été une cause importante de mortalité en Californie à la fin des années 1970 et au début des années 1980 et ont contribué au déclin de la population (USFWS, 2003). Suite à cela, des restrictions sur l'utilisation des filets-maillants et des trémails dans les eaux de moins de 65 mètres ont été mises en application (Riedman et Estes, 1990), ce qui a entraîné le renversement du déclin de la population. La mortalité accrue provoquée par les engins de pêche fait de nouveau l'objet d'un examen, de même que la mortalité provoquée par les maladies, dans le cadre des efforts consentis pour trouver la cause du déclin actuel des loutres de mer du Sud (USFWS, 2003).

La présence de loutres emprisonnées accidentellement dans des engins de pêche a été signalée en Alaska (USFWS, 1994) et dans l'État de Washington. On a également rapporté des prises accidentelles dans la pêche au saumon au filet fixe de la tribu Makah (Gearin *et al.*, 1996; Gerber et VanBlaricom, 1998). L'ampleur des noyades accidentelles de loutres de mer dans des engins de pêche dans les eaux côtières de la C.-B. demeure inconnue, mais on ne considère pas qu'il s'agisse d'un facteur important compte tenu de l'aire de répartition actuelle des loutres. Cependant, l'expansion des populations de loutres de mer dans les zones de pêche au filet-maillant pourra occasionner des mortalités localisées et le piège que constituent ces engins pourrait devenir une menace dans le futur (Watson *et al.*, 1997). Des loutres de mer meurent également par noyade dans diverses pêches au casier visant le crabe et le homard en Californie et en Alaska (passé en revue dans Lance *et al.*, 2004). Les casiers à crabe peuvent représenter une menace pour les loutres de mer, particulièrement lorsqu'ils sont déployés dans des eaux peu profondes comprises dans l'éventail de profondeurs de plongée de la loutre.

Les collisions avec les navires ne sont pas bien documentées. En C.-B., une carcasse de loutre de mer récupérée dans la baie Kuyukot présentait des blessures qui pourraient avoir été provoquées

par l'hélice d'un bateau, mais l'occurrence de telles collisions est probablement mineure et localisée présentement (Watson *et al.*, 1997).

Braconnage et perturbation humaine

Rares sont les cas vérifiés de captures illégales de loutres de mer en C.-B., bien que l'on suppose depuis longtemps que cette pratique a cours d'après certaines déclarations non confirmées. Récemment, quatre carcasses dépouillées ont été rapportées et vérifiées en 2006 et une carcasse abattue par arme à feu a été relevée en 2004, ce qui confirme l'existence du braconnage (MPO, non publié). L'ampleur du braconnage dans l'aire de répartition de l'espèce demeure cependant inconnue.

L'ampleur de la perturbation des loutres de mer au repos et en quête de nourriture par le trafic des bateaux est en grande partie inconnue, mais il est peu probable qu'il s'agisse d'un phénomène important présentement. La perturbation pourrait devenir un effet local plus important dans le futur lorsque la population de loutres de mer agrandira son aire de répartition pour empiéter sur des zones de plus grande densité humaine et lorsque que la sensibilisation du public et l'intérêt à l'égard de l'observation de la population de loutres de mer de la C.-B. augmentent.

1.6 Mesures déjà prises ou en cours

Relevés (1977 – présent). Entre 1977 et 1987, des dénombrements ont été effectués conjointement par Pêches et Océans Canada, BC Parks et West Coast Whale Research (voir Watson *et al.*, 1997). Entre 1988 et 2000, la plupart des dénombrements exhaustifs ont été dirigés par Jane Watson dans le cadre de sa thèse de doctorat, puis dans le cadre d'une étude permanente sur les effets qu'ont les loutres de mer sur les communautés vivant près du rivage; voir Watson *et al.* (1997) pour un résumé des relevés et des résultats obtenus jusqu'en 1995. Dans le cadre d'un programme d'intendance de l'habitat, des biologistes et le conseil tribal Nuuchalth (CTN) ont effectué depuis 2002 des dénombrements annuels par bateau dans des parties du territoire traditionnel revendiqué par cette Première nation.

Élaboration d'une procédure de relevé normalisée (2001 à 2004). En 2001, Pêches et Océans Canada a amorcé des travaux visant à établir une procédure de relevé normalisée adaptée à l'évaluation permanente des populations de loutres de mer et a depuis effectué des dénombrements de la population par avion et par bateau. La procédure de relevé élaborée permet maintenant l'établissement d'un indice tendances relatives à l'abondance et à la croissance de la population (Nichol *et al.*, 2005). Comme l'évaluation des tendances relatives à l'abondance et à la croissance repose sur une série chronologique de données de relevé, il est par conséquent important d'effectuer des relevés de la population à des intervalles réguliers.

Collecte d'échantillons et évaluation de l'origine génétique, de l'exposition aux maladies et des contaminants chez les loutres de mer (2003 - présent). En 2003, 18 loutres de mer vivantes ont été capturées dans la région centrale de la côte de la C.-B. et, en 2004, 24 autres loutres de mer l'ont été sur la côte ouest de l'île de Vancouver; des échantillons de sang et une biopsie cutanée ont été prélevés. On a également recueilli des échantillons génétiques pour

déterminer l'origine des loutres de mer de la région centrale de la côte (c.-à-d., populations subsistantes ou sujets issus d'initiatives de réintroduction) et pour étudier davantage la structure génétique ainsi que la diversité de la population. Des échantillons de sang ont été prélevés afin que l'on puisse déterminer l'exposition aux maladies (à quelles maladies la population a été exposée) et pour identifier les pathogènes préoccupants ainsi que les maladies émergentes. D'autres échantillons sont conservés pour examen ultérieur des contaminants et des effets sur la santé.

Interventions en cas de déversement de pétrole (1995 - présent). En 1985, on a tenu un symposium à l'Aquarium de Vancouver pour discuter des procédures à mettre en œuvre en cas de déversement afin de protéger de façon efficace la population de loutres (Watson, 1995). Des plans d'intervention en cas de déversement de pétrole sont en place, bien qu'ils ne soient pas conçus précisément pour assurer la conservation de la faune ni des loutres de mer en particulier. Le Plan d'urgence canado-américain sur la lutte contre la pollution marine comporte un plan pour les eaux transfrontalières au sud de la C.-B. (CANUSPAC) et un plan pour les eaux transfrontalières au nord de l'entrée Dixon (CANUSDIX) (http://www.pacific.ccg-gcc.gc.ca/er/index_f.htm). Jusqu'à maintenant, seul le CANUSDIX comporte une section concernant les procédures d'intervention auprès de la faune en cas d'événement occasionnant de la pollution.

Les effets des déversements de pétrole sur les loutres de mer sont bien documentés (p. ex., *Nestucca* et *Exxon Valdez*) (Waldichuk, 1989; Loughlin, 1994), tout comme les risques de déversements de pétrole et les sources de pétrole en C.-B. (voir section 2.3). L'équipe de rétablissement de la loutre de mer (canadienne) a formé un groupe de mise en œuvre du rétablissement en cas de déversement de pétrole en 2004, a élaboré un document de travail sur le plan d'intervention en cas de déversement de pétrole pour la loutre de mer et travaille présentement à protéger la population de loutres de mer et son habitat de la contamination par le pétrole. En 2005, le conseil tribal Nuu-chah-nulth et l'Aquarium de Vancouver ont dispensé une formation en matière d'intervention en cas de déversement de pétrole et d'intervention auprès de la faune dans le cadre des projets associés à leur programme d'intendance de l'habitat.

Éducation/échange d'information – conseil tribal Nuu-cha-nulth et West Coast Aquatic Management Association, programme d'intendance de l'habitat (2002-présent). Le CTN et la West Coast Aquatic Management Association ont élaboré et tenu des ateliers auprès des membres de la communauté qu'ils desservent afin de diffuser de l'information sur la biologie et l'écologie de loutre de mer et sur les opinions contradictoires concernant le rôle de la loutre de mer dans l'écosystème. En plus des relevés annuels et des travaux sur les interventions en cas de déversement de pétrole susmentionnés, on tient des séances communautaires de localisation cartographique et on effectue le signalement des observations.

Lignes directrices concernant l'observation des loutres de mer (2004). La West Coast Aquatic Management Association et le Bamfield Marine Sciences Centre ont également élaboré des lignes directrices pour l'observation des loutres de mer dans le cadre de leur programme d'intendance de l'habitat en 2004.

Musée de la Johnstone Strait Marine Mammal Interpretative Society (2002). En 2002, dans le cadre du programme d'intendance de l'habitat, la Johnstone Strait Marine Mammal Interpretative Society a ouvert, à Telegraph Cove, un musée sur les mammifères marins locaux, dont la loutre de mer.

Documentation des traces d'exhumation de panopes et de fausses-mactres dans la zone infratidale. La Underwater Harvesters Association effectue un dénombrement des traces d'exhumation infratidales pratiquées par les loutres de mer lorsqu'elle effectue ses relevés sur les panopes et les fausses-mactres le long de transects infratidaux.

Matériel de communication (2002). Le ministère de la Protection de l'eau, des terres et de l'air de la C.-B. a passé en revue et publié de nouveau une brochure sur les loutres de mer dans le cadre de sa série sur les espèces en péril.

Protection de l'habitat (1981). La réserve écologique de la baie Checleset a été créée en 1981 par le gouvernement de la C.-B. afin de protéger l'habitat de la loutre de mer.

Réintroduction (1969-1972). Entre 1969 et 1972, lors d'une série de trois translocations, le gouvernement de la C.-B., du Canada et de l'Alaska ont réintroduit 89 loutres de mer provenant de l'île Amchitka et du détroit Prince-William, en Alaska, dans les îles Bunsby, dans la baie Kyuquot, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, en C.-B.

1.7 Lacunes au chapitre des connaissances

Habitat critique. D'importantes lacunes dans les connaissances existent en ce qui concerne la compréhension de l'utilisation de l'habitat. Il n'est pas possible, à l'heure actuelle, de décrire l'habitat essentiel de la loutre de mer. En outre, on ne sait pratiquement rien à propos de l'utilisation saisonnière de l'habitat. Des loutres de mer sont observées dans des zones côtières rocheuses exposées pendant le printemps et l'été lorsque les conditions météorologiques sont clémentes, et des observations anecdotiques de loutre de mer ont été faites dans des bras de mer et dans des zones protégées pendant l'hiver et à l'occasion de fortes tempêtes. Ces observations semblent indiquer qu'il peut y avoir un mouvement saisonnier limité. Il faut donc documenter et décrire les caractéristiques des habitats utilisés pendant l'hiver et lorsque la mer est inclément.

Diversité génétique. On ne connaît pas la diversité génétique des populations de loutres de mer canadiennes, même si Larson *et al.* (2002b) démontrent que d'autres populations de loutres de mer ont beaucoup moins de diversité génétique lorsqu'on les compare à leurs ancêtres de l'époque antérieure à la traite des fourrures. Même s'il est possible que la diversité génétique de la population de la C.-B. soit similaire à celle d'autres populations ayant fait l'objet d'une translocation et qui ont été examinées par Larson *et al.* (2002b), la diversité génétique des populations de loutres de mer canadiennes demeure inconnue comparativement à celle d'autres populations subsistantes ainsi qu'à celle de ses ancêtres de l'époque antérieure à la traite des fourrures. Une connaissance de la relation génétique (possibilité de flux génétique) entre les loutres de mer de la C.-B. et les populations adjacentes nous aiderait également à comprendre la vulnérabilité de la population.

Causes de mortalité. Les sources de prédation naturelle et leurs impacts sur la population de loutres de mer dans la région côtière de la C.-B. ne sont pas bien documentés. Même si on pense que la prédation naturelle est relativement faible (Watson *et al.*, 1997), une meilleure prise en considération de ce facteur limitatif peut être justifiée étant donné l'effectif relativement limité des loutres de mer et l'incidence hypothétique de la prédation par les épaulards sur le déclin que subissent les populations de l'ouest de l'Alaska (voir section 1.3, Populations et répartition).

Menaces émergentes. D'autres menaces sont susceptibles d'avoir un effet important, mais elles ne sont pas bien documentées et soulèvent un niveau de préoccupation ou de risque potentiel qui doit être précisé. Il s'agit entre autres des maladies, des concentrations de contaminants, des engins de pêche, du braconnage et de la perturbation anthropique. Les interactions avec l'activité anthropique devraient s'accroître au fur et à mesure que la population de loutres de mer prendra de l'expansion dans les zones inoccupées. Ces menaces ont été identifiées et considérées comme importantes pour d'autres populations de loutres de mer (voir section 1.5, Menaces).

Interactions avec d'autres espèces. Même si beaucoup de recherches ont été faites sur le rôle écologique des loutres de mer et leur incidence sur les habitats rocheux situés près du rivage et sur le cycle biologique de leurs proies (voir section 1.4.2, Rôle écologique), il faut effectuer d'autres recherches afin de déterminer la réaction de l'haliotide pie en présence de loutres de mer afin de d'établir des objectifs de rétablissement pour l'haliotide. Une approche fondée sur l'écosystème peut être justifiée de façon générale pour évaluer les objectifs en matière de population d'autres espèces inscrites dans des écosystèmes qui comptent maintenant des loutres de mer.

Facteurs indépendants de la densité qui régularisent la croissance de la population. Dans le sud-ouest de l'Alaska, la loutre de mer est maintenant désignée en tant qu'espèce *menacée* en vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis en raison du déclin précipité qui a cours depuis le milieu et la fin des années 1980. L'hypothèse avancée présentement pour expliquer le déclin est qu'il résulte d'une prédation accrue de la part des épaulards, même si la raison expliquant ce changement est nébuleuse (voir section 1.4.3., Facteurs limitatifs). Le maintien du partage d'information et/ou d'une collaboration avec des chercheurs et des gestionnaires qui travaillent sur les populations de loutres de mer dans d'autres sphères de compétence contribuera améliorer notre compréhension des facteurs qui peuvent régulariser la croissance de la population de la C.-B.

1.8 Considérations socio-économiques

La loutre de mer est une espèce clé qui exerce un effet important sur la structure et la fonction des communautés benthiques situées près du rivage. Les conséquences, qui sont écologiques, ont cependant des ramifications sociales et économiques importantes en raison de leur incidence sur les invertébrés et le varech. Dans l'ensemble de l'aire de répartition de la loutre de mer, il est clair que de nombreuses pêches visant les invertébrés ne peuvent coexister avec des populations de loutres de mer établies. Des enjeux et des possibilités se présentent donc pour ce qui est de la conservation de la faune et de l'écosystème ainsi que du maintien de populations d'invertébrés exploitables. La présente section donne un bref résumé des principaux points de vue socio-économiques associés aux loutres de mer et à leur rétablissement.

Les Premières nations ont toujours chassé la loutre de mer pour se vêtir, fabriquer des ornements et offrir des cadeaux. Dans les années 1700 et 1800, la fourrure luxuriante de la loutre était hautement prisée par les commerçants de fourrure marines (européens et américains) qui chassaient et faisaient du troc avec les Premières nations pour obtenir des pelleteries qui étaient ensuite vendues en Asie. Le long de la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord, ce commerce commença en 1778, lorsque le navire du capitaine Cook est revenu de l'île de Vancouver avec des fourrures de loutre de mer. La traite des pelleteries de loutre de mer avec les Premières nations s'est intensifiée rapidement et s'est poursuivie jusqu'au milieu des années 1800. À cette époque, la population de loutres de mer avait été tellement réduite que la traite a dû s'orienter vers d'autres animaux à fourrure. En 1911, on a reconnu que la loutre de mer était tout près de l'extinction. L'espèce a profité d'une certaine protection en vertu d'une clause du *Traité international sur le phoque à fourrure* de 1911, mais il ne restait plus alors que de 1 à 2 % de l'effectif originel. Depuis 1911, il est interdit de chasser la loutre de mer à une échelle commerciale sur pratiquement l'ensemble de son aire de répartition. En vertu de la *Marine Mammal Protection Act* des États-Unis, seuls les autochtones de l'Alaska peuvent chasser la loutre de mer à des fins de subsistance et pour fabriquer des vêtements traditionnels et artisanaux qu'ils vendent par la suite (USFWS, 1994; Lianna Jack *comm. pers.*, 2002).

Pour certaines personnes, la réintroduction de la loutre de mer représente un retour de l'écosystème marin à son état originel (Gerber et VanBlaricom, 1998). Ce point de vue, fondé sur des études sur l'écologie de la communauté des loutres de mer, reconnaît le rôle écologique important joué par cette espèce. Collectivement, ces études démontrent que la présence de la loutre de mer entraîne une augmentation de la diversité et de la productivité des écosystèmes marins rocheux situés près du rivage. Pour certains, la présence de la loutre de mer souligne également la fragilité de l'écosystème marin et la nécessité de lui accorder une plus grande protection (Watson et Root, 1996), particulièrement contre les déversements de pétrole. Pour d'autres personnes enfin, la réintroduction de la loutre de mer est considérée comme une menace pour les populations d'invertébrés valorisées sur le plan économique et social en matière, tels que les oursins, le crabe dormeur, les palourdes intertidales, les panopes et l'haliotide pie. Cet aspect de la question soulève des préoccupations particulières du côté de l'industrie de la pêche commerciale aux mollusques et crustacés, pour les Premières nations vivant le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, pour les pêcheurs sportifs et, potentiellement, pour l'industrie de la conchyliculture.

Au cours des 100 dernières années, les pêches commerciales et sportives aux invertébrés qui se sont développées à la suite de la disparition de la loutre de mer ont pris de l'expansion au fur et à mesure que l'abondance de nombreuses populations d'invertébrés grandissait, n'ayant plus à subir l'effet de leur plus grand prédateur naturel, la loutre de mer. Avec le rétablissement de la population de loutres de mer et le repeuplement de son aire de répartition historique, on devrait assister à des déclinés dans la taille et l'abondance de nombreuses espèces d'invertébrés. Les pêches commerciales de la C.-B. visant des invertébrés tels que les oursins, les palourdes intertidales et les concombres de mer ne seront plus possibles dans les zones où habite la loutre de mer, tandis que d'autres pêches aux mollusques et crustacés seront limitées en raison des baisses d'abondance provoquées par les loutres. L'impact de ces pertes peut être ressenti

particulièrement dans les communautés côtières, où les options de diversification économiques sont limitées.

Les déclinés concernant l'abondance des haliotides, des oursins et des palourdes pismos ont été documentés en Californie depuis que la loutre de mer a pris de l'expansion dans les années 1970 et 1980 (Estes et VanBlaricom, 1985; Wendell *et al.*, 1986; Wendell, 1994). En Californie, les efforts consentis pour conserver des zones exemptes de loutres de mer (capture et remise en liberté ailleurs) se sont révélés inefficaces et non pratiques (voir section 1.3.4, Populations et répartition) (USFWS, 2003). Des examens des impacts potentiels de la loutre de mer sur diverses pêches aux mollusques et crustacés en C.-B. et dans le sud-est de l'Alaska ont été effectués (Pitcher, 1989; Watson et Smith, 1996).

Même s'il est démontré que les loutres de mer peuvent réduire l'abondance de nombreuses populations d'invertébrés (Estes et Palmisano, 1974; Morris *et al.*, 1981; Breen *et al.*, 1982; Watson, 1993; Watson et Smith, 1996), les stocks d'invertébrés peuvent également décliner en l'absence de celle-ci, comme le confirme le déclin des populations d'haliotides de la Californie et de la C.-B. (passé en revue dans Watson, 2000). Estes et VanBlaricom (1985) signalent qu'en plus de comprendre comment la loutre de mer influe sur l'abondance des invertébrés, il est également important de comprendre les autres facteurs qui peuvent avoir une forte incidence sur les populations d'invertébrés.

Même si l'on comprend les coûts économiques et les impacts sociaux de la loutre de mer, peu d'efforts ont été consentis pour identifier les avantages sociaux et économiques de l'espèce. De telles analyses quantitatives sont plus difficiles à réaliser. Loomis (2006) laisse sous-entendre qu'en consentant moins d'efforts pour quantifier les avantages découlant du rétablissement d'espèces telles que la loutre de mer, on a tendance à croire que le rétablissement d'une espèce en voie de disparition nécessite souvent que l'on fasse des compromis entre « l'économie et l'environnement ». Loomis (2006) présente les résultats d'une analyse reposant sur des techniques souvent employées pour mesurer les avantages récréatifs et les avantages pour la santé pour estimer la valeur de l'expansion de la population de loutres de mer dans le sud de la Californie. Il conclut que les avantages compensent amplement la perte estimée pour la pêche commerciale.

Des études démontrent que les peuplements de varech permettent une plus grande abondance de poissons et d'invertébrés, et d'autres études laissent sous-entendre que le varech peut contribuer de façon importante à la productivité des habitats extracôtiers (p. ex., Harrold *et al.*, 1998). On a avancé que, dans l'État de Washington, la présence des loutres de mer pouvaient être bénéfique pour les pêches sportives et commerciales au sébaste et à la morue lingue en augmentant la superficie d'habitat constitué de peuplements de varech sur la côte extérieure (Gerber et VanBlaricom, 1998). Présentement, il semble évidemment que l'industrie de l'écotourisme maritime et celle de la récolte des œufs de hareng sur varech pourraient profiter du rétablissement de la population de loutres de mer.

L'écotourisme est une industrie importante en C.-B. et elle continue de prendre de l'expansion. L'observation des loutres de mer est incluse dans l'itinéraire des exploitants d'entreprises écotouristiques de la côte ouest et nord-est de l'île de Vancouver. En Californie, les loutres de

mer constituent un attrait touristique majeur dans les régions de Monterey et de Santa Cruz. Le tourisme côtier en Californie est reconnu comme le troisième plus grand secteur de l'emploi de l'économie de l'État et, dans les années 1970, le tourisme représentait environ le tiers de l'ensemble des emplois dans la région de Monterey (Silva, 1982; USFW, 2005, cité dans Loomis, 2006).

La récolte des œufs de hareng sur varech en C.-B. repose sur un approvisionnement fiable en varech de qualité appropriée. L'abondance du varech et sa qualité peuvent limiter la valeur de cette activité (Shields *et al.*, 1985). L'augmentation de l'abondance du varech géant (*Macrocystis integrifolia*) pourrait profiter à cette industrie et accroître les possibilités d'exportation de varech à cette fin et à d'autres fins (Watson et Smith, 1996).

1.9 Consultations publiques préliminaires

En janvier 2003, deux ateliers de consultation publique (un à Port Alberni et l'autre dans la ville de Queen-Charlotte) ont été tenus afin que l'on puisse recueillir de l'information préliminaire sur les impacts socio-économique, tant positifs que négatifs, que pourrait avoir l'ébauche du programme de rétablissement de la loutre de mer sur les communautés locales. Cette information sera prise en considération et étoffée par d'autres études menées pendant la phase d'élaboration des plans d'action pour le rétablissement des loutres de mer. Les paragraphes qui suivent présentent un bref résumé des opinions exprimées pendant les consultations publiques et des présentations écrites reçues pendant la période de consultation.

La majeure partie des avis exprimés localement étaient axés sur des préoccupations économiques et sur les préoccupations des Premières nations concernant leurs droits de chasser à des fins alimentaires, sociales et cérémonielles quoique, en général, on a observé un soutien de l'ensemble des secteurs à l'égard du rétablissement de la loutre de mer en C.-B. Toutefois, certains secteurs ont également exprimé des préoccupations à propos des impacts négatifs actuels et potentiels du rétablissement de la loutre de mer sur leurs activités de pêche aux invertébrés.

Des membres de l'industrie commerciale de la pêche aux mollusques et crustacés de la C.-B. se sont dits préoccupés par le déclin touchant l'abondance d'espèces d'invertébrés importantes sur le plan économique dans des zones occupées par les loutres de mer et à propos des déclins prévus dans les zones qui ne sont pas encore habitées par celle-ci. En 2005, la valeur des débarquements des pêches aux mollusques et crustacés de la C.-B. s'est établie à 122,1 millions \$ (estimation tirée du document « The 2005 British Columbia Seafood Industry Year in Review », publié par le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêches de la C.-B. en septembre 2006). Parmi les espèces exploitées, mentionnons l'oursin rouge, l'oursin vert, le concombre de mer, la panope, les palourdes et le crabe. Même s'il est difficile d'évaluer avec précision le coût exact de la réduction de la récolte d'invertébrés provoquée par la loutre de mer, l'industrie estime qu'elle se chiffrera à long terme entre 30 et 50 millions \$ annuellement sur le marché du gros si les populations de loutres de mer s'accroissent de façon importante (estimation établie à l'aide des valeurs sur les marchés du gros indiquées dans le document intitulé « 2001 British Columbia Seafood Industry Year in Review », Michelle James, comm. pers., 2003). L'industrie de la pêche aux mollusques et crustacés ne croit pas que cette valeur pourrait être compensée par les revenus de l'écotourisme associé à la loutre de mer. Il souligne l'importance des loutres de mer, mais également l'importance des pêches commerciales et sportives ainsi que celles pratiquées par les Premières nations à des fins alimentaires et aimerait trouver une façon pour que les loutres de mer et les pêcheurs puissent coexister. L'industrie de la pêche aux mollusques et crustacés, en général, est en faveur d'une approche équilibrée pour la protection des loutres de mer afin d'éviter que l'espèce soit en voie de disparition et estime que cette approche pourrait comporter des mesures de protection pour les pêches aux mollusques et crustacés de valeur commerciale. En outre, l'industrie estime que les populations de loutres de mer se sont rétablies suffisamment pour ne plus être considérées comme menacées ou inscrites comme tel. Les représentants de l'industrie sont également opposés à toute autre translocation de loutres de mer.

Les préoccupations des Premières nations concernent principalement les effets du rétablissement de la loutre de mer sur les pêches aux mollusques et crustacés qu'elles pratiquent à des fins alimentaires, sur les pêches commerciales aux mollusques et crustacés ainsi que sur les pêches pratiquées à des fins cérémonielles et sociales. Les Premières nations de la côte ouest de l'île de Vancouver sont préoccupées par l'impact qu'ont les loutres de mer sur les populations d'invertébrés que leur communauté utilisait autrefois à des fins alimentaires et médicinales. Dans la baie Kyuquot/baie Checleset, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, là où les loutres de mer ont été introduites en premier, des changements se sont produits (voir la section 2.4, Rôle écologique) dans les communautés intertidales et infratidales, et des observations des effets de la loutre de mer sont rapportées dans d'autres secteurs. Dans les îles de la Reine-Charlotte, certaines préoccupations ont été exprimées par des membres de la nation Haida quant à l'état de la situation sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Certains groupes des Premières nations se sont dits préoccupés à propos de l'impact que peuvent avoir les loutres de mer sur la valeur économique des pêches aux mollusques et crustacés pratiquées par leur communauté, en particulier la pêche à la palourde japonaise et à la palourde américaine, ainsi que sur les activités aquicoles, y compris l'élevage de la panope. Certains sont d'avis que l'effectif de loutres de mer s'est rétabli suffisamment dans certaines zones et que les loutres de mer devraient faire l'objet de mesures de gestion afin d'éviter qu'elles ne deviennent trop nombreuses dans ces secteurs. D'autres aimeraient exercer leurs droits de chasse à la loutre de mer à des fins culturelles et cérémonielles, une fois que le nombre de loutres sera suffisamment élevé pour soutenir la chasse. Malgré ces préoccupations, certains ont également indiqué que les Premières nations sont les intendants des terres et des eaux et qu'ils aimeraient que les loutres de mer se rétablissent et aient la santé, « l'équilibre » et l'intégrité écologique de tous les composants de l'écosystème rétabli.

De nombreux participants à l'atelier ont relevé les avantages socio-économiques du rétablissement de la loutre de mer. Les représentants de l'industrie du tourisme ont fait état d'augmentations possibles des avantages économiques pour leur industrie découlant de l'accroissement des possibilités d'observation de la loutre de mer que des populations rétablies pourraient fournir. Ces avantages profiteraient entre autre aux exploitants d'entreprises écotouristiques et à toutes les autres entreprises qui profitent économiquement d'un accroissement du trafic touristique dans la région. Certains participants ont fait état d'avantages économiques potentiels pour certaines pêches au poisson, comme celles au sébaste, au hareng et au saumon, qui peuvent découler de l'expansion des peuplements de varech que certaines espèces utilisent pour frayer et que des poissons juvéniles emploient en tant qu'aire de croissance. L'amélioration de la biodiversité pourrait constituer le fondement de pêches durables dans l'avenir. Les groupes environnementaux et des membres du public se sont également dits en faveur du rétablissement de la loutre de mer en tant que moyen de restaurer un équilibre écologique naturel et reconnaissent le plaisir qu'éprouvent de nombreuses personnes devant le retour des populations de loutres de mer après leur disparition.

2. RÉTABLISSEMENT

Le programme de rétablissement de la loutre de mer recommande l'adoption d'une approche non intrusive par laquelle on reconnaît la capacité de la loutre de mer à reconstituer rapidement son effectif, mais qui en même temps tient compte des menaces qui pourraient limiter, voire inverser

la tendance affichée actuellement par la population si aucune mesure n'était prise. Cette approche est axée sur l'identification et l'atténuation des menaces qui pourraient nuire au rétablissement de l'espèce.

2.1 But du rétablissement

Le but du rétablissement de la loutre de mer est de constituer une population suffisamment importante et adéquatement répartie pour faire face aux menaces, y compris les désastres (déversements de pétrole, etc.), sans risquer de disparaître ou d'atteindre des niveaux où un retour à l'effectif normal sera très lent.

2.2 Faisabilité du rétablissement

La faisabilité du rétablissement de la loutre de mer est démontrée. Les loutres de mer ont la capacité de reconstituer rapidement leur effectif à partir d'une petite population fondatrice, comme l'a illustré la croissance observée chez plusieurs populations ayant fait l'objet d'une translocation, y compris la population de la C.-B., ainsi que chez des populations subsistantes. La nourriture est en général considérée comme étant le principal facteur limitant la croissance de la population. Or, la majeure partie de la côte de la C.-B. demeure inoccupée par la loutre de mer et, pour cette raison, le rétablissement de la population ne devrait pas être limité par la disponibilité de la nourriture ou de l'habitat, du moins dans un avenir rapproché. Parmi les populations pour lesquelles la translocation s'est révélée concluante, les taux de croissance ont été initialement très élevés (entre 17 et 20 % par année), se maintenant près du maximum physiologique ($r_{\max}$) de l'espèce (Estes, 1990). Ces taux de croissance élevés sont fort probablement attribuables à la disponibilité illimitée de la nourriture et de l'habitat dans les zones de réintroduction (Bodkin, 2003). Cependant, les taux de croissance ont été plus variables et moins élevés (Bodkin *et al.*, 1999) chez les populations subsistantes, certaines ayant même affiché des périodes de déclin. Les raisons expliquant ces différences demeurent obscures, quoi que l'on croie que le braconnage, qui s'est poursuivi après la mise en œuvre de mesures de protection en 1911, et les mortalités accidentelles associées aux pêches dans la dernière partie du 20^e siècle comptent parmi les facteurs à l'origine de ces différences (Bodkin, 2003).

Les déversements de pétrole sont l'une des plus importantes menaces auxquelles font face les loutres de mer. De telles catastrophes peuvent se produire en tout temps et pourraient provoquer d'importantes mortalités. Qui plus est, le rétablissement des populations de loutres de mer dans les zones contaminées par le pétrole peut être lent (Bodkin *et al.*, 2002). Les préoccupations concernant la réduction des populations d'invertébrés ayant une valeur sociale et économique par les loutres de mer pourraient également se révéler un obstacle à l'obtention d'un soutien à l'égard du rétablissement de la loutre de mer. Finalement, la croissance de la population de loutres de mer peut s'inverser de façon spectaculaire et rapide. Il a été démontré que les engins de pêche, les maladies, les changements écosystémiques à grande échelle ainsi que les déversements de pétrole provoquent ou contribuent au déclin observé en Californie, dans le sud-ouest de l'Alaska et dans le détroit Prince-William, en Alaska.

2.3 Objectifs en matière de population et de répartition

La répartition et l'abondance de la loutre de mer sont deux facteurs étroitement reliés. L'habitat inoccupé est envahi progressivement lorsque le nombre de loutres dans un secteur s'approche de la capacité biotique. La relation entre la superficie de l'aire de répartition et l'abondance de la population est un facteur qui, jumelée aux mouvements localisés des individus, fera en sorte que l'accroissement de l'aire de répartition géographique pour réduire le risque de mortalités d'origine anthropique se traduira également par un accroissement de l'abondance des loutres de mer.

Les objectifs établis pour les cinq prochaines années et qui seront utilisés en tant que mesure des progrès accomplis vers le but du rétablissement sont les suivants.

1. Poursuite de l'expansion naturelle de l'aire de répartition géographique de la loutre de mer dans la région côtière de la C.-B. au-delà de l'aire de répartition continue observée en 2004 afin que l'espèce puisse survivre à des désastres (déversements de pétrole, etc.) et qu'elle puisse revenir assez rapidement à l'effectif antérieur au désastre.
2. Poursuite de l'accroissement du nombre de loutres de mer (comparativement à l'effectif de 2004) afin de permettre l'expansion de l'aire de répartition géographique de l'espèce.

2.4 Objectif de rétablissement

1. Identifier et, dans la mesure du possible, atténuer les menaces pesant sur la loutre de mer et son habitat et ainsi permettre le rétablissement de la population.

2.5 Approches recommandées pour l'atteinte des objectifs de rétablissement

Les activités suivantes ont été groupées globalement selon quatre approches dont l'adoption est recommandée pour le rétablissement : recherche afin de clarifier les menaces; évaluation de la population; protection; communications. Les approches sont classées par rapport aux objectifs et, pour chaque approche, les activités sont classées par ordre de priorité décroissant. Les approches ne s'appliquent qu'aux populations de loutres de mer du Canada, à moins d'indication contraire.

2.5.1 Recherche afin de clarifier les menaces

Afin de protéger les loutres de mer contre les menaces qui pèsent sur leur survie, il faut effectuer des recherches pour identifier les menaces et les facteurs qui peuvent limiter la croissance de la population de l'espèce et l'expansion de son aire de répartition et en clarifier l'importance. L'exercice couvre notamment les menaces qui pèsent non seulement sur la loutre de mer, mais également sur son habitat.

- Évaluer le potentiel que des déversements de pétrole aient des impacts sur les loutres de mer en élaborant des modèles des trajectoires des déversements de pétrole et de l'habitat de la

loutre de mer à l'aide de données sur la répartition, le regroupement et l'alimentation des loutres de mer et en identifiant les zones où les loutres de mer sont les plus vulnérables aux déversements de pétrole.

- Relever des options pour atténuer le risque pesant sur les populations à la suite d'un déversement de pétrole.
- Évaluer la diversité génétique de la population de loutres de mer et assurer un suivi à l'aide de mesures de la population qui sont indicatives de l'état de santé et de la vulnérabilité de celle-ci à des événements stochastiques.
- Élaborer un programme de surveillance de la santé des loutres de mer. Cela inclut l'évaluation de l'état corporel, de l'exposition aux maladies et de la charge en contaminants présente dans des loutres de mer capturées vivantes et l'exécution d'autopsies sur des carcasses fraîches lorsque l'occasion se présente. Élaborer un ensemble de mesures morphométriques standard.
- Évaluer l'occurrence et l'importance des cas d'emprisonnement de loutres de mer dans les engins de pêche et de collisions avec des navires.
- Évaluer l'occurrence et l'importance du braconnage et de la perturbation des loutres de mer.
- Évaluer les sources de prédation naturelle et leur importance.
- Incorporer des recherches pertinentes provenant d'autres secteurs (p. ex., État de Washington, Alaska), des Premières nations et des communautés côtières.

2.5.2 Évaluation de la population

L'évaluation de la population doit reposer sur des relevés qui nous permettront d'évaluer la répartition de l'espèce, son abondance relative et les tendances en matière de croissance afin que l'on puisse suivre les progrès accomplis en vue du rétablissement.

- Procéder à des relevés réguliers des populations de loutres de mer afin d'en suivre la taille, la croissance et la répartition.
- Élaborer des modèles qui nous aideront à définir le type de répartition géographique le plus approprié pour parer aux désastres, particulièrement les déversements de pétrole.
- Élaborer ou raffiner un modèle sur la capacité biotique de la loutre de mer pour la côte de la C.-B. que l'on pourra utiliser pour évaluer le rétablissement, en effectuant des comparaisons avec l'effectif maximal que l'habitat peut soutenir en théorie.

2.5.3 Protection

Les approches suivantes sont au nombre de celles utilisées pour assurer la protection de l'espèce. Avec des recherches plus poussées (voir la section 2.5.1), il faudra peut-être consentir d'autres efforts.

- Intervention en cas de déversement. Les déversements de pétrole demeurent la plus importante menace pour la loutre de mer. Un document de travail sur un plan d'intervention en cas de déversement spécifique à la loutre de mer a été élaboré (SORT, 2004). Nous devons améliorer notre préparation à mettre en œuvre le plan d'intervention en cas de déversement.
- Protection de l'habitat important pour la loutre de mer contre les menaces identifiées. Cette approche peut en partie être appliquée par l'amélioration des mesures de protection de l'habitat dans les zones actuellement protégées et par l'arrêt d'activités qui sont susceptibles d'entraîner une destruction ou une détérioration de l'habitat important. Il faudra peut-être également étudier diverses options pour déplacer les corridors de transport du pétrole, une approche que l'on a utilisée dans l'État de Washington et en Californie. Il faudra peut-être également participer aux discussions sur les projets d'exploration et de forage pétrolier et gazier dans les eaux marines de la C.-B.
- Assurance d'un niveau de protection adéquat et application de la réglementation afin de réduire la menace.

2.5.4 Communications

Les communications avec le public et des autres intervenants sont importantes si l'on veut obtenir le soutien et la compréhension nécessaires pour protéger la loutre de mer et son habitat. La loutre de mer est absente de la faune canadienne depuis presque 100 ans. Avec son retour, il faut accroître le niveau de compréhension à l'égard du rôle que cette espèce joue dans la structuration des écosystèmes situés près du rivage et des menaces qui pèsent sur elle et sur son habitat. Cette approche doit inclure, entre autres, les points suivants.

- Établir et maintenir la collaboration et l'échange d'informations avec les Premières nations (connaissances traditionnelles), les communautés côtières et d'autres parties intéressées concernant la protection des loutres de mer et de leur habitat.
- Produire du matériel de communication destiné au public tels que des programmes pour les écoles, des livrets, des brochures, des films, des bulletins pour les nouvelles locales et des sites web pour informer le public de la situation de la loutre de mer et des menaces qui pèsent sur son rétablissement.
- Promouvoir la mise en application de lignes directrices en matière d'observation des loutres auprès des exploitants d'entreprises écotouristiques et le grand public. La perturbation des loutres provoquée par les navires et les personnes ne sont pas encore considérées comme des menaces importantes, mais au fur et à mesure que la population prendra de l'expansion, il faudra peut-être reconsidérer ce point.

2.6 Mesures du rendement

D'ici cinq ans¹ et par la suite tous les cinq ans, et ce jusqu'à ce que les objectifs aient été atteints ou que le rétablissement de l'espèce ne soit plus possible, un rapport sur la mise en œuvre du programme de rétablissement et sur les progrès accomplis à l'égard de l'atteinte des objectifs fixés sera produit.

Les mesures du rendement fondées sur les objectifs qui seront utilisées pour suivre les progrès accomplis sont les suivantes.

- Est-ce que l'aire de répartition géographique de la loutre de mer continue à prendre de l'expansion de façon naturelle par rapport à l'aire continue de 2004?
- Est-ce que le nombre de loutres de mer s'accroît (comparativement à l'estimation de 2004) de façon concomitante à l'expansion de l'aire de répartition?
- Les menaces ont-elles été mieux identifiées ou clarifiées ? Les menaces pesant sur la loutre de mer et son habitat ont-elles été atténuées pour permettre la poursuite du rétablissement?

2.7 Habitat essentiel

2.7.1 Identification de l'habitat essentiel de l'espèce

L'étendue de l'habitat de la loutre de mer vers le large est en grande partie limitée par la capacité de la loutre à plonger jusqu'au fond de l'eau pour y trouver sa nourriture. La plupart des plongées effectuées pour trouver de la nourriture ont lieu à des profondeurs de 40 m ou moins, bien que la loutre de mer soit capable de plonger jusqu'à 100 m. Ainsi, l'habitat de l'espèce s'étend d'ordinaire entre 1 à 2 km de la rive, à moins que des zones de hauts-fonds ne s'étendent davantage vers le large. Lorsqu'ils sont présents, les peuplements de varech sont souvent utilisés en tant que site de rassemblement. Les peuplements de varech sont également utilisés à des fins d'alimentation et sont des composants de l'habitat importants, mais non essentiels. La loutre de mer s'alimente d'un vaste éventail d'invertébrés, et tant les fonds rocheux que les fonds meubles constituent un habitat d'alimentation pour l'espèce.

En C.-B., la loutre de mer occupe des zones côtières exposées caractérisées par des récifs rocheux importants et de faibles profondeurs d'eau le long de la côte ouest de l'île de Vancouver et de la région centrale de la côte. Les caractéristiques de l'habitat utilisé par la loutre de mer sont susceptibles de se diversifier au fur et à mesure que l'aire de répartition de l'espèce s'agrandira. L'habitat n'est pas un facteur limitatif pour cette population à l'heure actuelle, mais il faudra étudier davantage la question pour évaluer les composants qui pourraient être désignés en tant qu'habitat essentiel, selon la définition de la LEP.

On pense que l'hiver est la saison au cours de laquelle la mortalité est la plus élevée chez la loutre de mer et qu'il s'agit également la période de l'année où les déversements de pétrole sont les plus susceptibles de survenir et les plus difficiles à maîtriser en raison des conditions océaniques. Or, la répartition spatiale et temporaire de la population de loutres de mer en hiver peut indiquer les zones les plus critiques à sa survie et à son rétablissement.

¹ publication dans le registre public de la LEP

2.7.2 Calendrier des études pour déterminer l'habitat essentiel

Tableau 4. Calendrier des études

Activité de rétablissement	Résultat/justification	Échéancier
Relever les zones de rassemblement et d'alimentation ainsi que les variations saisonnières quant à leur utilisation. • Relevé des sites de rassemblement et d'alimentation d'été • Relevé des sites de rassemblement d'hiver • Compilation des signalements d'observations de groupes de loutres de mer, particulièrement en hiver, par les Premières nations, les pêcheurs et les communautés côtières • Utilisation des attributs physiques de l'aire de répartition hivernale observée pour caractériser l'utilisation de l'habitat en hiver • Modélisation des attributs physiques de l'aire de répartition hivernale observée pour prévoir l'habitat d'hiver probable dans d'autres secteurs, y compris les secteurs non encore occupés par la loutre de mer	Déterminer l'aire de répartition hivernale de la loutre de mer. Les zones de rassemblement d'été peuvent être déterminées dans le cadre des relevés de la population, mais les aires de rassemblement hivernales sont vraisemblablement différentes.	2007-2012
Étudier le déplacement et le domaine vital des loutres de mer (p. ex., télémétrie).	Déterminer la superficie des domaines vitaux et l'utilisation de l'habitat.	2012+

2.8 Approches actuelles et recommandées en matière de protection de l'habitat

La *Loi sur les pêches* comporte des dispositions pour protéger l'habitat de la loutre de mer au Canada. Une liste des zones de protection marines est présentée de façon succincte dans Jamieson et Lessard (2000). Cette liste inclut la réserve écologique de la baie Checleset qui a été établie en 1981 pour protéger l'habitat de la loutre de mer. On peut également établir des zones de protection marines en vertu de la *Loi sur les océans*.

En vertu de la *Loi sur les aires marines nationales de conservation du Canada*, Parcs Canada est responsable de la création des aires marines nationales de conservation (AMNC) qui seront gérées en fonction d'une utilisation durable et qui sont protégées de l'activité industrielle, notamment des rejets en mer, de l'exploitation minière ainsi que de l'exploration et la mise en valeur des gisements pétroliers et gaziers. Une AMNC est proposée dans le sud des îles de la Reine-Charlotte, laquelle s'étendra sur 10 km vers le large à partir de la réserve du parc national Gwaii Haanas. Comme tel, cette AMNC englobera l'habitat dans lequel la loutre de mer pourra prendre de l'expansion. La réserve du parc national Pacific Rim (RPNPR), située le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, fait l'objet de dispositions particulières dans la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*. La RPNPR englobe les eaux du rivage adjacentes ainsi que celles entourant l'archipel Broken Group. On peut s'attendre à ce que l'aire de répartition de la loutre de mer s'étende dans la RPNPR au fur et à mesure que la population se rétablira.

Les travaux et les aménagements sur l'eau, dans l'eau et sous l'eau qui peuvent affecter l'habitat de la loutre de mer peuvent également être assujettis à un examen en vertu de la *Loi sur la protection sur les eaux navigables* et de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*.

2.9 Effets sur d'autres espèces

Voir la section 1.4.2, Rôle écologique.

2.10 Approche recommandée pour la mise en œuvre du rétablissement

On a choisi l'approche à espèce unique pour le rétablissement en grande partie en raison de sa rapidité de mise en œuvre. En effet, cette approche nous permet de concentrer notre attention uniquement sur les mesures nécessaires au rétablissement de la loutre de mer, sans tenir compte des autres espèces dont la conservation soulève des préoccupations. Il existe toutefois de solides arguments en faveur de l'adoption d'une approche plurispécifique pour une espèce telle que la loutre de mer, mais les efforts requis pour intégrer les questions relatives à la conservation de plusieurs espèces auraient été importants et l'élaboration d'un tel programme de rétablissement n'aurait pu être achevée dans les échéanciers prescrits. Les loutres de mer sont des prédateurs clés qui contribuent à la structure des écosystèmes situés près du rivage (voir la section 1.4.2, Rôle écologique) et qui ont des effets directs et indirects sur d'autres espèces en péril et leurs habitats. Ainsi, la loutre de mer, qui se nourrit d'haliotides pie (désignées en vertu de la LEP en tant qu'espèce *menacée*), réduira l'abondance de cette espèce et la taille des individus de façon significative par rapport à ce que l'on observe aujourd'hui. Toutefois, en s'alimentant d'oursins, la loutre de mer améliore la croissance du varech. Il est abondamment démontré que l'accroissement des peuplements de varech entraîne une hausse de l'abondance des poissons, y compris des sébastes juvéniles (p. ex., le boccacio, désigné par le COSEPAC en tant qu'espèce *menacée*), et que les espèces qui s'alimentent dans les peuplements de varech (p. ex., le guillemot marbré, inscrit à l'annexes de la LEP en tant qu'espèce *menacée*) devraient en profiter. Qui plus est, la principale menace pesant sur les loutres de mer, à savoir les déversements de pétrole, peut également affecter les cétacés, les oiseaux de mer, les poissons et les invertébrés. Les efforts consentis pour réduire la menace de déversements de pétrole chroniques et catastrophiques réduira du même coup la menace que pose le pétrole pour de nombreuses autres espèces.

2.11 Énoncé sur les plans d'action

Un ou plusieurs plans d'action seront réalisés dans les six ans qui suivront l'approbation du programme de rétablissement de la loutre de mer. Toutefois, si la loutre de mer était inscrite en vertu de la LEP en tant qu'espèce préoccupante à la suite de la réévaluation du COSEPAC, un plan de gestion doit être préparé dans les trois années suivant l'inscription afin de remplacer le programme de rétablissement et l'obligation d'élaborer un ou plusieurs plans d'action.

2.12 Activités permises en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*

Tel que prévu au paragraphe 83(4) de la LEP, une personne peut exercer des activités autorisées, d'une part, par un programme de rétablissement ou un plan d'action et, d'autre part, sous le régime d'une loi fédérale. Les analyses scientifiques actuelles indiquent qu'un prélèvement d'un nombre limité de loutres de mer par des groupes autochtones à des fins alimentaires, sociales et cérémonielles ne mettrait pas en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce. En conséquence,

conformément au paragraphe 83(4) de la LEP, et conformément au présent programme de rétablissement, Pêches et Océans Canada peut, suivant une demande de délivrance de permis, autoriser le prélèvement d'un nombre limité de loutres de mer par des groupes autochtones à des fins alimentaires, sociales et cérémonielles (p. ex., pour fabriquer des parements cérémoniels). L'activité de se livrer au prélèvement d'un nombre limité de loutre de mer par des Premières nations à des fins alimentaires, sociales et cérémonielles doit être autorisée par l'entremise d'un permis communautaire émis par le Ministre des Pêches et Océans en vertu du *Règlement sur les permis de pêche communautaires des Autochtones* de la *Loi sur les pêches*. Le ministre peut, sur un permis communautaire, indiquer toute condition régissant l'activité que le ministre considère comme nécessaire pour assurer la protection de l'espèce. Parmi ces conditions, il peut y avoir des limites quant aux prélèvements dans des zones précises et une aire de répartition géographique à respecter de façon à limiter l'impact sur la population et à permettre la poursuite du rétablissement (soit l'expansion de l'aire de répartition).

Des recherches scientifiques et des activités qui profitent au rétablissement de la loutre de mer ou qui ne touchent la loutre de mer que de façon incidente peuvent également être menées en vertu de l'article 73 de la LEP.

3. RÉFÉRENCES

- Anderson D. M. 1994. Red Tides. *Scientific American*. 271(2): 62-69.
- Anthony, R. G., A. K. Miles, J. A. Estes et F. B. Isaacs. 1998. Productivity, diets, and environmental contaminants in nesting bald eagles from the Aleutian Archipelago. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:2054-2062.
- Benz, C. 1996. Evaluating attempts to reintroduce sea otters along the California coastline. *Endangered Species Update* 13:12:31-35.
- Breen P. A., Carson T. A., Foster J. B. et E. A. Stewart. 1982. Changes in subtidal community structure associated with the British Columbia sea otter transplant. *Mar. Ecol.* 7(1): 13-20.
- Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources pétrolières de la Colombie-Britannique. n.d. Offshore Oil and Gas in BC. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources pétrolières de la Colombie-Britannique. Site Web : <http://www.offshoreoilandgas.gov.bc.ca/offshore-oil-and-gas-in-bc/> (consulté en mars 2006).
- Bodkin J. L. 1988. Effects of kelp forest removal on associated fish assemblages in central California. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 117: 227-238.
- Bodkin J. L. et M. S. Udevitz. 1999. An aerial survey method to estimate sea otter abundance. In: *Marine Mammal Survey and Assessment Methods*. Éd. G. W. Garner, S. C. Armstrup, J. L. Laake, B. F. J. Manly, L. L. MacDonald et D. G. Robertson et A. A. Balkema, Rotterdam, Pays-Bas. pages 13- 25.

- Bodkin, J. L., D. Mulcahy et C. J. Lensink. 1993. Age-specific reproduction in female sea otters (*Enhydra lutris*) from south-central Alaska: analysis of reproductive tracts. *Journal canadien de zoologie*. 71:1811-1815.
- Bodkin J. L., Ballachey B. E., Cronin M. A. et K. T. Schribner. 1999. Population demographics and genetic diversity of remnant and translocated populations of sea otters. *Conservation Biology* 13(6): 1378 – 1385.
- Bodkin J. L., A. M. Burdin et D. A. Ryzanov. 2000. Age and sex specific mortality and population structure in sea otters. *Mar. Mamm. Sci.* 16:201-219.
- Bodkin J. L., Ballachey B. E., Dean T. A., Fukuyama A. K., Jewett S. C., McDonald L., Monson D. H., O'Clair C. E. et G. R. VanBlaricom. 2002. Sea otter population status and the process of recovery from the 1989 'Exon Valdez' oil spill. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 241: 237-253.
- Bodkin J. L., Kloecker K. A., Esslinger G. G., Monson D. H., DeGroot J. D. et J. Doherty. 2001. Sea otter studies in Glacier Bay National Park and Reserve. *Rapport annuel - 2001*. 68 pages.
- Burdin A. M. 2000. Status of sea otter populations in Russia. *In: Gorbics C.S., VanBlaricom G. R., Ballachey B. E., Thomas N. J. et M. M. Staedler (Éd.). 2000. Sea otter conservation. Rapport du sixième atelier conjoint É-U – Russie sur la loutre de mer. Novembre 1997, Forks, Washington. 61 pages.*
- Burger A. E. 1992. The effects of oil pollution on seabirds off the west coast of Vancouver Island. *In: The ecology, status, and conservation of marine and shoreline birds on the west coast of Vancouver Island. Eds. K. Vermeer, R. W. Butler et K. H. Morgan.* 136 pages.
- Calkins D. G. et K. B. Schneider. 1985. The sea otter (*Enhydra lutris*). Pages 37-45. *In: Marine Mammal Species Accounts. J. J. Burns, K. J. Frost et L. F. Lowry (éd.). Alaska Department of Fish and Game, Bulletin technique 7. (Cité dans : USFWS 2002a.)*
- Carr M. H. 1991. Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 146: 113-137.
- Carter, S., G. VanBlaricom et B. L. Allen. 2007. Testing the generality of the trophic cascade paradigm for sea otters: a case study with kelp forests in north Washington, É-U. *Hydrobiologia* 579: 233-249.
- Cohen, P. et R. Aylesworth. 1990. Oil spill risk for southern B.C./northern Washington coast marine area. *Rapport final du States/British Columbia Oil Spill Task Force, Annexe VII. Province de la Colombie-Britannique et les États de Washington, de l'Oregon, de l'Alaska et de la Californie.*

- COSEPAC. 2007. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Site Web : http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct1/searchform_f.cfm. Recherche d'espèces (consulté en mai 2007).
- Cowan, I. M. et C. J. Guiguet. 1960. The Mammals of British Columbia. British Columbia Provincial Museum Handbook. No. 11. 413 pages.
- Cronin M. A., Bodkin J., Ballachey B., Estes J. et J. C. Patton. 1996. Mitochondrial-DNA variation among subspecies and populations of sea otters (*Enhydra lutris*). J. Mammal. 77(2): 546-557.
- DeGange A. R., Doroff A. M. et D. H. Monson. 1994. Experimental recovery of carcasses at Kodiak Island, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill. Mar. Mamm. Sci. 10:492-496.
- DeGange A. R. et M. M. Vacca. 1989. Sea otter mortality at Kodiak Island, Alaska, during summer 1987. J. Wildl. Manage. 70 (4): 836-838.
- Dick L. 2006. The maritime fur trade in southern Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands), ca. 1787 - 1920. Rapport non publié. Centre de services de l'Ouest et du Nord, Parcs Canada, Vancouver, Colombie-Britannique. 81 pages.
- Doroff A. M., J. A. Estes, M. T. Tinker, D. M. Burn et T. J. Evans. 2003. Sea otter population declines in the Aleutian archipelago. J. Mammal. 84(1): 55-64.
- Duggins D. O., Eckman E. J. et A. T. Sewell. 1990. Ecology of understory kelp environments. II. Effects of kelp on recruitment of benthic invertebrates. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 143: 27-45.
- Duggins D. O., Simenstad C. A. et J. A. Estes. 1989. Magnification of secondary production by kelp detritus in coastal marine ecosystems. Science. 245: 170-173.
- Ebeling A. W. et D. R. Laur. 1988. Fish populations in kelp forest without sea otters: effects of severe storm damage and destructive sea urchin grazing. In: The community ecology of the sea otter. Éd. par G. R. VanBlaricom et J. A. Estes. Ecological Studies Vol. 65. Springer-Verlag Heidelberg, Allemagne. pp 169-191.
- Enbridge Inc. 2005. Enbridge Inc. - Gateway Pipeline - Project Overview, EndBridge Inc. Site Web : <http://www.enbridge.com/gateway> (consulté en février 2006.)
- Esslinger G. G. et J. L. Bodkin. 2006. Southeast Alaska sea otter populations: status and trend 1969 to 2003. Ébauche. U.S. Geological Survey, Alaska Science Center, Anchorage, Alaska. 23 pages.
- Estes, J. A. 1991. Catastrophes and Conservation: Lessons from Sea Otters and the *Exxon Valdez*. Science 254:1596.

- Estes, J. A. 1990. Growth and equilibrium in sea otter populations. *J. Anim. Ecol.* 59:385-401.
- Estes, J. A. 1980. *Enhydra lutris*. American Society of Mammalogists. *Mamm. Spec.* 133. 8 pages.
- Estes J. A. et D. O. Duggins. 1995. Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. *Ecological Monographs*. 65(1): 75-100.
- Estes, J. A. et G. R. VanBlaricom. 1985. Sea otters and shellfisheries. p. 187-235. *In*, R. Beverton, J. Beddington et D. Lavigne (éd.). *Conflicts between marine mammals and fisheries*. Allen et Unwin, Londres, Angleterre.
- Estes J. A., B. B. Hatfield, K. Ralls et J. Ames. 2003. Causes of mortality in California sea otters during periods of population growth and decline. *Mar. Mamm. Sci.* 19(1): 198-216.
- Estes J. A., M. L. Riedman, M. M. Staedler, M. T. Tinker et B. E. Lyons. 2003. Individual variation in prey selection by sea otters: patterns, causes and implications. *J. Anim. Ecol.* 72: 144-155.
- Estes J. A., Tinker M. T., Williams T. M. et D. F. Doak. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science*. 282:473-475.
- Estes J. A., Doak D. F., Bodkin, J. L., Jameson R. J., Monson D., Watt J. et M. T. Tinker. 1996. Comparative demography of sea otter populations. *Endangered Species Update* 13(12): 11-13.
- Estes, J. A., D. O. Duggins et G. Rathbun. 1989. The ecology of extinctions in kelp forest communities. *Conservation Biology* 3(3):252-264.
- Estes J. A., Jameson R. J. et A. M. Johnson. 1981. Food selection and some foraging tactics of sea otters. *In*: *Worldwide furbearers conference proceedings*. Éd. J. A. Chapman et D. Pursley. pp 606-641.
- Fisher E. 1940. The sea otter past and present. pages 223-235. Sixth Pacific Science Conference.
- Fanshawe S., VanBlaricom G. R. et A. A. Shelly. 2003. Restored top carnivores as detriment to the performance of marine protected areas intended for fishery sustainability: a case study with red abalones and sea otters. *Conserv. Biol.* 17: 273-283.
- Foster M. S. et D. R. Schiel. 1988. Kelp communities and sea otters: Keystone species or just another brick in the wall? Pp 92-115. *In*: VanBlaricom, G. R. et J. A. Estes (éd.). *The Community Ecology of Sea Otters*. Springer Verlag, Berlin Ouest, Allemagne.

- Garrott R. A., Eberhard L. L. et D. M. Burns. 1993. Mortality of sea otters in Prince William Sound following the Exxon Valdez oil spill. *Marine Mammal Science*. 9:343-359. (Cité dans USFWS 2002c.)
- Garshelis, D. L. 1983. Ecology of sea otters in Prince William Sound, Alaska. Thèse de doctorat, Université du Minnesota, Minneapolis.
- Garshelis D. L. et J. A. Garshelis 1984. Movements and management of sea otters in Alaska. *J. Wildl. Manage.* 48(3): 665-678.
- Garshelis, D. L., A. M. Johnson et J. A. Garshelis. 1984. Social organization of sea otters in Prince William Sound, Alaska. *Journal canadien de zoologie*. 62:637-647.
- Gearin, P. J., M. E. Gosho, L. Cooke, R. DeLong, J. Laake et D. Greene. 1996. Acoustic alarm experiment in the 1995 northern Washington marine setnet fishery. Rapport non publié. National Marine Mammal Laboratory, Seattle, and Makah Tribal Fisheries Management Division, Neah Bay.
- Gerber L. R. et G. R. VanBlaricom. 1998. Potential fishery conflicts involving sea otters (*Enhydra lutris* [L.]) in Washington State waters. En préparation pour la Marine Mammal Commission. 119 pages.
- Gorbics C. S., VanBlaricom G. R., Ballachey B. E., Thomas N. J. et M. M. Staedler. (Éd.) 2000. Sea otter conservation. Rapport du sixième atelier conjoint É-U – Russie sur la loutre de mer. Novembre 1997, Forks, Washington. 61 pages.
- Gill, V. A., K. Burek, P. Tuomi, A. M. Doroff, T. Goldstein, J. Bodkin et M. Miller. 2005. Patterns of mortality for northern sea otters from Alaska. Résumé de la : 16^e conférence bisannuelle sur la biologie des mammifères marins, Society for Marine Mammalogy, San Diego, Californie, tenue du 12 au 16 décembre 2005.
- Harrold, C. et D. C. Reed. 1985. Food availability, sea urchin grazing, and kelp forest community structure. *Ecology* : 1160-1169.
- Harrold C. et D. Hardin 1986. Prey consumption on land by the California sea otter, *Enhydra lutris*. *Mar. Mamm. Sci.* 2: 309-313.
- Jameson, R. J. 1989. Movements, home range, and territories of male sea otters off central California. *Mar. Mamm. Sci.* 5:159-172.
- Jameson, R. J. 1983. Evidence of birth of a sea otter on land in central California. *California Fish and Game* 69(2): 122-123.
- Jameson R. J. et S. Jeffries. 2005. Results of the 2005 survey of the reintroduced sea otter population in Washington State. Rapport non publié. 6 pages.

- Jameson, R. J. et A. M. Johnson. 1993. Reproductive characteristics of female sea otters. *Mar. Mamm. Sci.* 9:156-167.
- Jameson R. J. et J. L. Bodkin 1986. An incidence of twinning in the sea otter (*Enhydra lutris*). *Mar. Mamm. Sci.* 2(4): 305-309.
- Jameson, R. J., K. W. Kenyon, A. M. Johnson et H. M. Wright. 1982. History and status of translocated sea otter populations in North America. *Wild. Soc. Bull.* 10:100-107.
- Jamieson G. S. et J. Lessard. 2000. Marine protected areas and fisheries closures in British Columbia. *Publ. spéc. can. sc. halieut. aquat.* 131, 414 pages.
- Jarman W. M., Bacon C. E., Estes J. A., Simon M. et R. J. Norstrom. 1996. Organochlorine contaminants in sea otters: the sea otter as a bio-indicator. *Endangered Species Update* 13(12):20-22.
- Johnson A. M. 1982. The sea otter, *Enhydra lutris*. Pages 521-525 in *Mammals of the sea*. FAO Fish. Ser. 5, Vol IV.
- Kenyon, K. W. 1969. The sea otter in the eastern Pacific Ocean. *N. Am. Fauna* 68:1-352.
- Kenyon, K. W. et Spencer D. L. 1960. Sea otter population and transplant studies in Alaska 1959. Rapport scientifique spécial – Wildlife No. 48. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service.
- Keple, Alison. 1999. Foraging behaviour and diet of the sea otter (*Enhydra lutris*) on soft-bottom sediments in Kyuquot, British Columbia. Thèse de premier cycle non publiée, Université/collège Malaspina, 900 Fifth St, Nanaimo, Colombie-Britannique V9R 5S5.
- Konar B. 2000. Limited effects of a keystone species: trends of sea otters and kelp forests at the Semichi Islands, Alaska. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 199: 271-280.
- Konar B. et J. A. Estes. 2003. The stability of boundary regions between kelp beds and deforested areas. *Ecology* 84 (1): 174-185.
- Kreuder, C., M. A. Miller, L.J. Lowenstine, P.A. Conrad, T.E. Carpenter, D. A. Jessup et J.A.K. Mazet. 2005. Evaluation of cardiac lesions and risk factors associated with myocarditis and dilated cardiomyopathy in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *American Journal of Veterinary Research* 66(2):289-99.
- Kreuder C., M. A. Miller, D. A. Jessup, L. J. Lowenstine, M. D. Harris, J. A. Ames, T. E. Carpenter, P. A. Conrad et J. A. K. Mazet. 2003. Patterns of mortality in the southern sea otter (*Enhydra lutris nereis*), from 1998 to 2001. *J. Wildl. Dis.* 39(3).
- Kvitek R. G. 1998. Sea otters and benthic prey communities: A direct test of the sea otter as a keystone predator in Washington state. *Mar. Mamm. Sci.* 14(4): 895-902.

- Kvitek, R. G., Bowlby C. E. et M. Staedler. 1993. Diet and foraging behaviour of sea otters in Southeast Alaska. *Mar. Mamm. Sci.* 9(2): 168-181.
- Kvitek, R. G., J. S. Oliver, A. R. DeGange et B. S. Anderson. 1992. Changes in Alaskan soft-bottom prey communities along a gradient in sea otter predation. *Ecology* 73:413-428.
- Kvitek R. G., DeGange A.R. et M. K. Beitler. 1991. Paralytic shellfish toxins mediate feeding behaviour of sea otters. *Limnology and Oceanography* 36(2): 393-404.
- Kvitek, R. G. et J. S. Oliver. 1992. Influence of sea otters on soft-bottom prey communities in Southeast Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82:103-113.
- Lafferty K. D. et L. R. Gerber. 2002. Good medicine for conservation biology: the intersection of epidemiology and conservation theory. *Conservation Biology* 16(3): 593-604.
- Laidre K. L., Jameson R. J. et D. P. DeMaster. 2001. An estimation of carrying capacity for sea otters along the California coast. *Mar. Mamm. Sci.* 17(2): 294-309.
- Lance, M. M., S. Richardson et H. Allen. 2004. Washington state recovery plan for the sea otter. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington. 91 pages.
- Larson S., Jameson R., Bodkin J., Staedler M. et P. Bentzen. 2002a. Microsatellite DNA and mitochondrial DNA variation in remnant and translocated sea otter (*Enhydra lutris*) populations. *J. Mammol.* 83(3): 893-906
- Larson S., Jameson R., Etnier M., Flemings M. et P. Bentzen. 2002b. Loss of genetic diversity in sea otters (*Enhydra lutris*) associated with the fur trade of the 18th and 19th centuries. *Molecular Ecology* 11: 1899-1903.
- Laur D. R., Ebeling A. W. et D. A. Coon. 1988. Effects of sea otter foraging on subtidal reef communities off central California. In: *The community ecology of the sea otter*. Éd. par G. R. VanBlaricom et J. A. Estes. *Ecological Studies* Vol. 65. Springer-Verlag Heidelberg, Allemagne. pp 151-168.
- Loomis J. 2006. Estimating recreation and existence values of sea otter expansion in California using benefit transfer. *Coastal Management*. 34: 387-404.
- Loughlin T. R. 1994. *Marine Mammals and the Exxon Valdez*. Academic Press, San Diego.
- Loughlin, T. R. 1980. Home range and territoriality of sea otters near Monterey, California. *J. Wildl. Manage.* 44:576-582.
- Lowry I. F. et J. S. Pearse. 1973. Abalones and sea urchins in an area inhabited by sea otters. *Mar. Biol.* 23: 213-219

- MacAskie, I. B. 1987. Updated status of the sea otter (*Enhydra lutris*) in Canada. Can Field-Nat. 101:279-283.
- Mackie, R. S. 1997. Trading Beyond the Mountains. The British Fur Trade on the Pacific 1793-1843. Première édition, Presses de l'UBC, Vancouver, Canada. 368 pages.
- Mazet J. A. K., I. A. Gardner, D. A. Jessup et L. J. Lowenstine. 2001. Effects of petroleum on mink applied as a model for reproductive success in sea otters. J. Wildl. Dis. 37(4): 686-692
- Miller M. A., Gardner I. A., Kreuder C., Paradies D. M., Worcester K. R., Jessup D. A., Dodd E., Harris M. D., Ames J. A., Packham A. E. et P. A. Conrad. 2002. Coastal freshwater runoff is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). Int. J. Par. 32: 997-1006.
- Monson, D. H., J. A. Estes, J. L. Bodkin et D. B. Siniff. 2000a. Life history plasticity and population regulation in sea otters. OIKOS 90: 457-468.
- Monson D. H., D. F. Doak, B. E. Ballachey, A. Johnson et J. L. Bodkin. 2000b. Long-term impacts of the Exxon Valdez oil spill on sea otters, assessed through age-dependent mortality patterns. Proceedings of the National Academy of Science. 97(12): 6562-6567.
- Morris, R. D., D. V. Ellis et B. P. Emerson. 1981. The British Columbia transplant of sea otters *Enhydra lutris*. Biol. Cons. 20:291-295.
- Mos, L., Raverty, S., McIntosh, D. et Ross, P.S. 2002. Canine distemper virus (CDV) in British Columbia river otters: an emergent risk for coastal pinnipeds? Vet. Rec. sous presse.
- Paine R. T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. Amer. Nat. 103: 91-93.
- Payne, S. F. et R. J. Jameson. 1984. Early behavioural development of the sea otter, *Enhydra lutris*. J. Mammal. 65:527-531.
- Pitcher K. W. 1989. Studies of Southeastern Alaska sea otter populations: distribution, abundance, structure, range expansion, and potential conflicts with shellfisheries. Accord de coopération du USFWS n°. 14-16-0009-954. Alaska Department of Fish and Game, Anchorage. 65 pages.
- Power M. E., Tilman D., Estes J. A., Menge B. A., Bond W. J., Mills L. S., Daily G., Castilla J. C., Lubchenco J. et R. T. Paine 1996. Challenges in the quest of keystones. BioScience. 46: 609-620.
- Reed, D. C., P. T. Raimondi, M. H. Carr et L. Goldwasser. 2000. The role of dispersal and disturbance in determining spatial heterogeneity in sedentary organisms. Ecology 81:2011-2026.

- Reeves R. R. 2002. Report of a workshop to develop a research plan on chemical contaminants and health status of southern sea otters. Santa Cruz, Californie. Janvier 2002. Prep. Southern sea otter contaminants working group. 46 pages.
- Ribic C. A. 1982. Autumn movement and home range of sea otters in California. J. of Wildl. Manage. 46: 795-801
- Richardson, S. et Allen, H. 2000. Draft Washington state recovery plan for the sea otter. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington. 67 pages.
- Rickard, T.A. 1947. The sea otter in history. British Columbia Historical Society Quarterly. 11: 15-31.
- Riedman, M. 1990. Sea Otters. Monterey Bay Aquarium, Monterey, Californie
- Riedman, M. L. et J. A. Estes. 1990. The sea otter (*Enhydra lutris*): Behaviour, ecology and natural history. US Fish and Wildl. Serv. Biol. Rep. 90(14). 126 pages.
- Riedman M. L., J. A. Estes, M. M. Staedler, A. A. Giles et D. R. Carlson. 1994. Breeding patterns and reproductive success of California sea otters. J. Wildl. Manage. 58(3): 391-399.
- Ross P.S. 2002. The role of immunotoxic environmental contaminants in facilitating the emergence of infectious diseases in marine mammals. HERA 8: 277-292.
- Schribner K. T., Bodkin J., Ballachey B., Fain S.R., Cronin M. A. et M. Sanchez. 1997. Population genetic studies of the sea otter (*Enhydra lutris*): a review and interpretation of available data. Molecular Genetics of Marine Mammals. Édition spéciale 3 : 197-208.
- Shaffer, M. and Associates Ltd. 1990. Crude oil and petroleum product traffic in British Columbia and Puget Sound. Rapport final du States/British Columbia oil spill task force. Annexe IV. Province de la Colombie-Britannique et les États de Washington, de l'Oregon, de l'Alaska et de la Californie. 51 pages.
- Shields T. L., G. S. Jamieson et P. E. Sprout. 1985. Spawn-on-kelp fisheries in the Queen Charlotte Islands and Northern British Columbia Coast – 1982 – 1983. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 1372: 53 p.
- Shimek, S. 2002. The Otter Project – Recovery Report Fall 2002. <http://www.otterproject.org>
- Shrubsole, A. N., S. Raverty, D. Huff, L. Nichol et P.S. Ross. 2005. Emerging infectious diseases of free-ranging British Columbia sea otters (*Enhydra lutris*). Résumé de :16^e conférence bisannuelle sur la biologie des mammifères marins, Society for Marine Mammalogy, San Diego, Californie, tenue du 12 au 16 décembre 2005.

- Silva M. 1982. Management of sea otters and shellfish fisheries in California: who is affected? *In: Social science perspectives on managing conflicts between marine mammals and fisheries.* (Éd.) B. Cicin-Sain; P. M. Grifman et J. B. Richards. Compte rendu d'une conférence sur la gestion de la pêche des loutres de mer et des mollusques et crustacés en Californie, Arroyo Grande, Californie, tenue du 1^{er} au 9 janvier 1982. 177 pages.
- Simenstad C. A., Estes J. A. et K. W. Kenyon. 1978. Aleuts, sea otters and alternate stable state communities. *Science*. 200: 403-411
- Siniff D. B. et K. Ralls. 1991. Reproduction, survival and tag loss in California sea otters. *Mar. Mamm. Sci.* 7(3): 211-229.
- Steneck, R. S., M. H. Graham, B. J. Bourque, D. Corbett, J. M. Erlandson, J. A. Estes et M. J. Tegner. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience, and future. *Environmental Conservation* 29:436-459.
- Taylor, F. J. R. 1990. Red tides, brown tides, and other harmful algal blooms, the view into the 1990s. Pages 527-533 *in* E. e. a. Graneli, éditeur. *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier Science.
- Thomas N. J. et R. A. Cole. 1996. The risk of disease and threats to the wild population. *Endangered Species Update* 13(12).
- United States Fish and Wildlife Service. 2003. Final Revised Recovery Plan for the Southern Sea Otter (*Enhydra lutris nereis*). Portland, Oregon. xi + 165 pp
- United States Fish and Wildlife Service 2002a. Stock Assessment Report: Sea otters (*Enhydra lutris*): Southwest Alaska stock 7 pages.
<http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/reports.htm> (consulté en mai 2007).
- United States Fish and Wildlife Service 2002b. Stock Assessment Report: Sea otters (*Enhydra lutris*): Southcentral Alaska stock 6 pages.
<http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/reports.htm> (consulté en mai 2007).
- United States Fish and Wildlife Service 2002c. Stock Assessment Report: Sea otters (*Enhydra lutris*): Southeast Alaska stock 6 pages.
<http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/reports.htm> (consulté en mai 2007).
- United States Fish and Wildlife Service 1994. Conservation plan for the sea otter in Alaska. 44 pages. <http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/reports.htm> (consulté en mai 2007).
- United States Fish and Wildlife Service 2005. Draft supplemental Environmental Impact Statement. Translocation of southern sea otters. 436 pages.
<http://www.fws.gov/ventura/sppinfo/ssoinfo/index.html> (consulté en mai 2007).

- USGS 2007. Spring 2007 California Sea Otter Surveys, United States Geological Survey. Site Web : <http://www.werc.usgs.gov/otters/ca-surveyspr2005.htm>. (consulté en octobre 2007).
- VanBlaricom, G. R. 1988. Effects of foraging by sea otters on mussel-dominated intertidal communities, p. 48-91. In, VanBlaricom, G. R. et J. A. Estes (éd.). The Community Ecology of Sea Otters. Springer Verlag, Berlin Ouest, Allemagne.
- VanBlaricom, G.R. et R. J. Jameson. 1982. Lumber spill in central California waters: implications for oil spills and sea otters. Science: 215: 1503-1505.
- Waldichuck, M. 1989. The *Nestucca* oil spill; Editorial, Mar. Poll. Bull. 20:419-420.
- Watson J. C. 2000. The effects of sea otters (*Enhydra lutris*) on abalone (*Haliotis* spp.) populations. In: Workshop on rebuilding abalone stocks in British Columbia. Éd. par A. Campbell. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques. 130 pages 123-132
- Watson J. C. 1995. Sea Otters and Oil: An overview. Résumé de la réunion tenue le 22 février 1995 à l'Aquarium de Vancouver. 85 pages.
- Watson, J. C. 1993. The effects of the sea otter (*Enhydra lutris*) foraging on shallow rocky communities off northwestern Vancouver Island, British Columbia. Thèse de doctorat. Université de la Californie, Santa Cruz. 169 pages.
- Watson, J.C. 1990. The effects of the *Nestucca* oil spill on the British Columbia sea otter population and its environment. Rapport non publié, présenté au ministère canadien des Pêches et des Océans. N° de contrat DSA : FP597-9-0478/01-XSA.
- Watson, J. C., G. M. Ellis, T.G. Smith et J. K. B. Ford. 1997. Updated status of the sea otter, *Enhydra lutris*, Canada. Can. Field-Nat. 111(2): 277-286.
- Watson, J. C. et T. G. Smith. 1996. The effect of sea otters on shellfisheries in British Columbia: In: Invertebrate Working Papers. Passé en revue par le Comité d'examen des évaluations scientifiques du Pacifique (CEESP) en 1993 et en 1994. Éd. par C. M. Hand et B. J. Waddell. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. N° 2089, pp 262-303.
- Watson J. et T. L. Root. 1996. Introduction to the special issue: why southern sea otters? Endangered Species Update 13(12) Site Web : <http://www.umich.edu/~esupdate/library/96.12/watson.html> (consulté en mai 2007).
- Watt J, Siniff D. B. et J. A. Estes. 2000. Inter-decadal patterns of population and dietary changes in sea otters at Amchitka Island, Alaska. Oecologia 124: 289-298.

- Wendell F.E. 1994. Relationship between sea otter range expansion and red abalone abundance and size distribution in central California. Calif. Fish and Game 80(2): 45-56
- Wendell F. E., R. A. Hardy, J. A. Ames et R. T. 1986. Temporal and spatial patterns in sea otter (*Enhydra lutris*) range expansion and in the loss of the clam fisheries. Cal. Fish. Game. 72:197-100.
- Williams T. M., R. A. Kastelein, R. W. Davis et J. A. Thomas. 1988. The effects of oil contamination and cleaning on sea otters (*Enhydra lutris*). I. Thermoregulatory implications based on pelt studies. Journal canadien de zoologie. 66:2776-2781.
- Wilson D. E., Bogan M. A., Brownell R. L., Burdin A. M. et M. K. Maminov. 1991. Geographic variation in sea otters *Enhydra lutris*. J. of Mammol. 72(1): 22-36.

Communications personnelles

James Bodkin – US Geological Survey, Alaska Biological Science Centre
 Alexander Burdin – Alaska Sealife Centre
 Lianna Jack – Alaska Sea Otter Commission
 Michelle James - BC Seafood Alliance
 Ron Jameson – Washington Department of Fish and Wildlife
 Linda Nichol – Pêches et Océans Canada
 Josie Osborne – Conseil tribal Nuu-chah-nulth
 Stephen Raverty – Animal Health Centre, Abbotsford, Colombie-Britannique
 Jane Watson – Université/collège Malaspina, Unité des mammifères marins, UCB

4. MEMBRES DE L'ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT

Équipe de rétablissement (2002-2003)

Michael Badry	Spécialiste des animaux à fourrure, ministère de la Protection de l'eau, des terres et de l'air de la Colombie-Britannique
John Broadhead	Sierra Club de la Colombie-Britannique, Marine Committee
Laurie Convey	Biologiste, Gestion des ressources, Pêches et Océans Canada
Christiane Cote	Agente des communications, Pêches et Océans Canada
Carole Eros	Planificatrice du rétablissement des espèces en péril, Pêches et Océans Canada
John Ford	Scientifique, Mammifères marins, Pêches et Océans Canada
Ronald Frank	Conseil tribal Nuu-chah-nulth
Francis Gillette	Tyee Ha'wilthe, Première nation Ka:yu:kt'h'/Che:ktles7et'h

Michelle James	Directeur exécutif, BC Seafood Alliance
Ron J. Jameson	Biologiste, recherche sur la faune – USGS (retraité); Washington Department of Fish and Wildlife
Steven Jeffries	Washington Department of Fish and Wildlife
Marilyn Joyce	Coordonnatrice, Mammifères marins, Pêches et Océans Canada
Don Lawseth (président)	Coordonnateur, Espèces en péril, Pêches et Océans Canada
Lynn Lee (remplaçante)	Directrice du programme maritime, Région du Pacifique, Fonds mondial pour la nature (Canada)
Deanna Lynch	Biologiste, poissons et faune, U.S. Fish and Wildlife Service
Linda Nichol	Biologiste, Mammifères marins, Pêches et Océans Canada
Michele Patterson	Directrice du programme maritime, Région du Pacifique, Fonds mondial pour la nature (Canada)
Cliff Robinson (remplaçant)	Écologiste marin, Services de l'écosystème, Agence Parcs Canada
Pippa Shepherd	Coordonnatrice des espèces en péril, Services de l'écosystème, Agence Parcs Canada
Scott Wallace (remplaçant)	Sierra Club de la Colombie-Britannique, Marine Committee
Jane Watson	Écologiste marin, Université/Collège Malaspina

Équipe de rétablissement (de 2003 jusqu'à maintenant)

Julie Carpenter	Biologiste, Programme des pêches des Heiltsuk
Laurie Convey (présidente)	Biologiste, Gestion des ressources, Pêches et Océans Canada, 3225, chemin Stephenson Point., Nanaimo, C.-B. V9T 1K3
John Ford	Scientifique, Mammifères marins, Pêches et Océans Canada
Roger Dunlop	Uu-a-thluk (conseil tribal Nisga'as) biologiste, Pêches, Conseil tribal Nuu-chah-nulth
Rick Harbo	Coordonnateur, Programme Crustacés – LEP (autres que les salmonidés) – Aquaculture, Gestion des ressources, Pêches et Océans Canada
Marilyn Joyce	Coordonnatrice, Mammifères marins, Pêches et Océans Canada

Tim Joys	BC Seafood Alliance
Eric Lofroth	Spécialiste, petits mammifères, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique
Linda Nichol	Biologiste, Mammifères marins, Pêches et Océans Canada
Paul Preston	Pêches autochtones, Pêches et Océans Canada
Cliff Robinson (remplaçant)	Écologiste marin, Agence Parcs Canada, Centre de services de l'Ouest canadien
Pippa Shepherd	Coordonnatrice des espèces en péril, Agence Parcs Canada, Centre de services de l'Ouest canadien
Terese Smith	Conseillère en chef, Première nation Ka:yu:kt'h'/Che:ktles7et'h
Scott Wallace	Sierra Club de la Colombie-Britannique, Marine Committee
Jane Watson	Écologiste marin, Université/Collège Malaspina
Kim West	Coordonnatrice de la planification du rétablissement des espèces en péril, Pêches et Océans Canada
Clint Wright	Centre des sciences marines de l'Aquarium de Vancouver

Groupe de mise en œuvre du rétablissement de la loutre de mer en cas de déversement de pétrole (de 2004 jusqu'à maintenant)

Sheryl Barber	Centre des sciences marines de l'Aquarium de Vancouver
Chris Battaglia	Focus Wildlife
Julie Carpenter	Biologiste, Programme des pêches des Heiltsuk
Laurie Convey (présidente)	Biologiste, Gestion des ressources, Pêches et Océans Canada, 3225, chemin Stephenson Point, Nanaimo, C.-B. V9T 1K3
Andrew Day	Directeur exécutif, West Coast Aquatic Management Association
Craig Dougans	Gestionnaire, opérations/entretien, Burrard Clean Operations
Roger Dunlop	Uu-a-thluk (conseil tribal Nisga'as) Biologiste, Pêches, Conseil tribal Nuuchah-nulth
Lana Emo	Focus Wildlife
Jeremy Fitz-Gibbon	Centre des sciences marines de l'Aquarium de Vancouver

Martin Haulena	Centre des sciences marines de l'Aquarium de Vancouver
Tim Joys	BC Seafood Alliance
Eric Lofroth	Spécialiste, Petits mammifères, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique
Linda Nichol	Biologiste, Mammifères marins, Pêches et Océans Canada
Stafford Reid	Analyste, Planification d'urgence, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique
Cliff Robinson (remplaçant)	Écologiste marin, Agence Parcs Canada, Centre de services de l'Ouest canadien
Pippa Shepherd	Coordonnatrice des espèces en péril, Agence Parcs Canada, Centre de services de l'Ouest canadien
Terese Smith	Conseillère en chef, Première nation Ka:yu:kt'h'/Che:ktles7et'h
Lisa Spaven	Marine Mammal Incident Response Program, Pêches et Océans Canada

5. GLOSSAIRE

Effet aigu – Effet négatif résultat d'une exposition unique à une substance.

Allèle – L'un des membres d'une paire de gènes qui occupe un locus (emplacement spécifique sur un chromosome). L'un des membres de chaque paire d'allèles est hérité de la mère, et l'autre du père.

Benthique – Terme renvoyant au fond marin ou au plancher océanique. Les animaux benthiques sont des animaux qui vivent sur ou dans le fond marin.

Capacité biotique – Population maximale que peut soutenir une zone ou un environnement. Il s'agit d'un concept théorique. En réalité, la capacité biotique varie lorsque les conditions changent. Également désignée par la lettre « K ». Voir également densité d'équilibre.

Effet chronique – Effet négatif résultant de l'exposition à long terme à une substance.

COSEPAC – Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.

Habitat essentiel – Habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite et qui a été désigné en tant qu'habitat essentiel pour l'espèce dans le programme de rétablissement ou dans un plan d'action visant l'espèce.

Allèles récessifs délétères – Un allèle est l'une des paires de gènes exprimant un trait et peut être l'une des formes d'un gène (les cheveux bruns, blonds, rouges et noirs représentent

différents allèles d'un même gène). L'effet d'un allèle récessif unique est masqué par un allèle dominant; le fait d'hériter de deux allèles récessifs peut être néfaste. Cela se produit souvent dans les petites populations consanguines. Voir également diversité génétique.

Démographie – Renvoie aux caractéristiques d'une population. Processus qui, d'ordinaire, affectent la taille des populations, les taux de naissance, les taux de décès, l'immigration et l'émigration.

Dinoflagellé – Organisme microscopique qui vit dans l'eau. Certaines espèces sont responsables des marées rouges.

Densité d'équilibre – Densité d'une population qui a atteint sa capacité biotique. Il s'agit de l'état dans lequel la taille d'une population demeure presque stable, les taux de naissance et d'immigration étant égaux aux taux de décès et d'émigration.

Population subsistante – Population encore présente.

Disparue – Espèce sauvage qui n'existe plus.

Disparue du pays – Espèce sauvage qu'on ne trouve plus à l'état sauvage au Canada, mais qu'on trouve ailleurs à l'état sauvage.

En voie de disparition – Espèce sauvage qui, de façon imminente, risque de disparaître du pays ou de la planète.

Fécondité – Nombre de bébés produits par un individu pendant une période donnée.

Diversité génétique – Mesure du nombre de formes différentes (allèles) des gènes dans une population. Les populations qui ont en général diminué affichent une faible diversité génétique. La variété génétique est ce qui, ultimement, permet à des individus de s'adapter aux évolutions de l'environnement. Voir également « allèle récessif délétère » et « hétérozygosity ».

Haplotype – Séquence d'ADNmt unique. Un individu a le même haplotype que sa mère, sauf dans de rares cas lorsque des mutations se produisent.

Hétérozygosity – Lorsque les allèles jumelés d'un trait (gène) sont différents, comparativement à l'homozygosity (identiques). Dans les petites populations ou dans les populations consanguines, l'homozygosity (un type de diversité réduite) est courante.

Hypothermie – État dans lequel la température du corps descend à des niveaux dangereux.

Immunodépression – Capacité réduite du système immunitaire à combattre une infection ou une maladie. Des contaminants, tels que les BPC, le plomb et le mercure, peuvent provoquer une immunodépression chez de nombreux animaux.

Invertébrés – Animaux sans épine dorsale; les espèces d'invertébrés comestibles sont communément appelées mollusques et crustacés.

Métabolisme – Utilisation d'énergie par un animal pour maintenir sa température corporelle et son activité. Les loutres de mer, qui doivent consommer de 25 à 33 % de leur poids corporel par jour en aliment pour maintenir leur température corporelle élevée et leur niveau d'activité, ont des métabolismes élevés.

ADNmt – ADN mitochondrial (se rapporte aux mitochondries, qui sont des structures (organites) présentes dans les cellules). Contrairement à l'ADN nucléaire (provenant du noyau des cellules), les individus héritent de l'ADNmt de leur mère uniquement. Pour cette raison, l'ADNmt peut être utilisé pour identifier les lignées maternelles avec grande précision.

Polygynes – Mâles s'accouplant avec plus d'une femelle.

Approche de précaution – Reconnaissance que des mesures pour s'attaquer à la réduction du nombre d'individus d'une espèce ou à la perte d'une espèce ne doivent pas être reportées en raison d'un manque de certitude scientifique totale.

Regroupement – Agrégation de loutres de mer au repos.

Recrutement – Augmentation du nombre d'individus dans une population occasionnée par l'arrivée de jeunes animaux au sein de la population adulte.

Résidence – Gîte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation.

Communautés des fonds meubles – Animaux (souvent des invertébrés) et végétaux qui vivent dans et sur des fonds de gravier, de boue et de sable. Les organismes tels que les palourdes et les vers sont des membres des communautés des fonds meubles.

Préoccupante – Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou une espèce en voie de disparition par l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces signalées à son égard.

Stochastique – Profil ou processus résultant de facteurs aléatoires.

Menacée – Espèce sauvage susceptible de devenir une espèce en voie de disparition si rien n'est fait pour contrer les facteurs menaçant de la faire disparaître.

ANNEXE I REGISTRE DES INITIATIVES DE COLLABORATION ET DE CONSULTATION

La loutre de mer est une espèce aquatique de compétence fédérale régie par Pêches et Océans Canada : 200 – 401, rue Burrard, Vancouver, C.-B., V6C 3S4.

Deux ateliers ouverts au public ont été tenus le 21 janvier 2003 dans la ville de Queen-Charlotte et le 25 janvier 2003 à Port Alberni, C.-B. Le but de ces ateliers était de réunir un groupe diversifié d'intérêts pour recueillir des commentaires sur l'ébauche du programme de rétablissement de la loutre de mer et pour partager de l'information. Plus de 400 invitations et 13 annonces publiques ont été émises. L'ébauche du programme de rétablissement a été mise à la disposition du public sur Internet avant la tenue des ateliers. Des comptes rendus ont été préparés par Julia Gardner, Dovetail Consulting Inc., et sont disponibles à l'adresse suivante : http://www-comm.pac.dfo-mpo.gc.ca/pages/consultations/sea-otters/default_f.htm.

Les organismes suivants ont commenté l'ébauche du programme de rétablissement lors des ateliers. Des représentants des organismes suivants étaient présents : nation Ahousaht, Ahousaht Fishing Corporation, Bamfield Marine Sciences Centre, Batstar Adventure Tours, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêches de la C.-B., ministère de la Protection de l'Eau, des Terres et de l'Air de la C.-B., Broken Island Adventures, Camosun Environmental Technology, le chef Chee Xial Taaiixou, Due West Charters, bande Ehattisaht, Station biologique du Pacifique de Pêches et Océans Canada, Réserve du parc national Gwaii Haanas/site patrimonial Haida, Haida Fisheries Program, journal Ha-Shilth-Sa, Première nation Hesquiaht, Hesquiaht Fisheries, Kyuquot, Laskeek Bay Conservation Society, Living and Learning School, Université/Collège Malaspina, Conseil tribal Nuu-cha-nalth, Nuu-cha-nulth Tribal Council Education Outreach Habitat Stewardship Program (des ateliers communautaires de la côte ouest de l'île de Vancouver tenus à Tofino, Kyuquot et Oclucje), Pacific Northwest Expeditions, Pacific Urchin Harvesters Association, Agence Parcs Canada, Sea Breeze Kayaking, Sea Kayak Guides Alliance of BC, Sierra Club of BC, Subtidal Adventures, Straitwatch, Ucluelet, Underwater Harvesters' Association, Aquarium de Vancouver, VI Trappers, WCVI Aquatic Management Board, ainsi que des biologistes et des membres du public intéressés.

Quinze présentations écrites ont également été remises. Celles-ci provenaient de la Ahousaht Fishing Corporation, du Bamfield Marine Sciences Centre, du BC Youth Forum, de la BC Seafood Alliance, de Grand Hale Marine Products, de la Gulf Crab Fishery Association, de Hi-To Fisheries Ltd., de Manatee Holdings Ltd., de la Pacific Sea Cucumber Harvesters Association, de la Pacific Urchin Harvesters Association, de Prince Rupert, de la Underwater Harvesters Association et de la West Coast Crab Association.

Les commentaires formulés par le public et dans le cadre des présentations écrites ont été pris en considération dans la mesure du possible, dont 53 commentaires particuliers. Ces commentaires ont été utilisés pour la mise à jour de la section « Considérations socio-économiques » du présent programme de rétablissement et les sections associées aux activités afin de faciliter la planification du rétablissement, y compris (sans toutefois s'y limiter) les répercussions du rétablissement, les objectifs de rétablissement, les aspects internationaux, la gestion des

populations de loutres de mer, la réintroduction, la gestion des secteurs, la participation communautaire, la gestion plurispécifique et l'importance écologique.

L'ébauche du programme de rétablissement a été mise à jour en 2007 (le présent document) et reformulée afin qu'elle soit conforme aux exigences de publication prescrite par la LEP.

Examineurs externes

James Bodkin	US Geological Survey, Alaska Science Center, 1011 East Tudor Road, Anchorage, AK. 99503
James Estes	Professeur adjoint de biologie, A-316 Earth & Marine Sciences Bldg. Université de la Californie, Santa Cruz, CA. 95064
Ian Perry	Pêches et Océans Canada, Évaluation des stocks, Station biologique du Pacifique, Nanaimo, C.-B., V9R 5N7
Greg Sanders	U.S. Fish and Wildlife Service, Ventura Fish and Wildlife Office, 2493 Portola Road, Suite B, Ventura, CA 93003
Glenn VanBlaricom	US Geological Survey, Washington Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, School of Aquatic and Fishery Sciences, Box 355020, University of Washington, Seattle, WA. 98195

ANNEXE II DÉFINITIONS RELATIVES AU TABLEAU DE CLASSIFICATION DES MENACES ANTHROPIQUES

Les définitions suivantes sont tirées de l'ébauche des lignes directrices sur l'identification et l'atténuation des menaces pesant sur les espèces en péril préparée par Environnement Canada (1^{er} février 2007).

Définitions des menaces

Catégorie de menace – Catégorie générale indiquant le type de menace. Les catégories sont les suivantes.

- Perte d'habitat ou détérioration de l'habitat
- Espèces exotiques ou envahissantes
- Changements dans la dynamique écologique ou les processus naturels
- Pollution
- Mortalités accidentelles
- Utilisation non respectueuse
- Perturbation ou harcèlement
- Climat et désastres naturels
- Processus naturels ou activités

Menace générale – D'ordinaire l'activité générale occasionnant la menace particulière. À déterminer par l'auteur du rapport de situation ou le planificateur/équipe chargé du rétablissement.

Menace particulière – Facteur ou stimulus spécifique imposant une contrainte à la population. À déterminer par l'auteur du rapport de situation ou le planificateur/équipe chargé du rétablissement. Il est à noter que ce ne sont pas toutes les menaces qui peuvent être précisées aux trois niveaux de cette hiérarchie de classification. En conséquence, en pareille situation, préciser s'il s'agit d'une menace générale ou particulière.

Contrainte – Se dit d'un stress imposé à un attribut démographique, physiologique ou comportemental d'une population à la suite d'une menace identifiée ou non identifiée qui entraîne une réduction de la viabilité de l'espèce. À déterminer par l'auteur du rapport de situation ou le planificateur/équipe chargé du rétablissement.

Envergure – Indique si la menace est étendue, localisée ou inconnue dans l'aire de répartition de l'espèce.

Occurrence – Indique si la menace est historique (a contribué au déclin mais n'affecte plus l'espèce), courante (affecte l'espèce présentement), imminente (devrait affecter l'espèce très bientôt), prévue (peut affecter l'espèce dans le futur) ou inconnue. Le cas échéant, indiquer également si l'occurrence diffère entre d'une part les populations « locales » ou des portions moins grandes de l'aire de répartition et d'autre part l'aire de répartition complète de l'espèce.

Fréquence – Indique si la menace est d’occurrence ponctuelle, saisonnière (soit du fait que l’espèce est migratrice ou que la menace ne survient qu’à certains moments de l’année – indiquer la saison), continue (constante), récurrente (se reproduit de temps à autre, mais non sur base annuelle ou saisonnière) ou inconnue. Le cas échéant, indiquer également si l’occurrence diffère entre d’une part les populations « locales » ou des portions moins grandes de l’aire de répartition et d’autre part l’aire de répartition complète de l’espèce.

Certitude causale – Indique si les meilleures connaissances disponibles sur la menace et ses impacts sur la viabilité de la population sont élevées (les preuves associent de façon causale la menace aux contraintes à la viabilité de la population), modérées (corrélation entre la menace et la viabilité de la population, opinion d’experts, etc.), ou faibles (menace supposée ou plausible uniquement). Doit refléter de façon générale les faits connus à l’égard de la menace afin de nous renseigner sur le risque que la menace ait été mal diagnostiquée. Le cas échéant, indiquer également si l’occurrence diffère entre d’une part les populations « locales » ou des portions moins grandes de l’aire de répartition et d’autre part l’aire de répartition complète de l’espèce.

Gravité – Indique si la gravité de la menace est élevée (très grand effet au niveau de la population), modérée, faible ou inconnue. Le cas échéant, indiquer également si l’occurrence diffère entre d’une part les populations « locales » ou des portions moins grandes de l’aire de répartition et d’autre part l’aire de répartition complète de l’espèce.

Degré de préoccupation – Indique si la gestion de la menace est une préoccupation générale élevée, moyenne ou faible pour le rétablissement de l’espèce, en tenant compte de tous les facteurs susmentionnés.

Locale – Indique que l’information sur la menace se rapporte à un endroit précis ou à une petite partie de l’aire de répartition de l’espèce.

Aire de répartition complète – Indique que l’information sur la menace se rapporte à l’ensemble de l’aire de répartition ou à une grande partie de l’aire de répartition de l’espèce.