

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

sur la

loutre de mer
Enhydra lutris

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2007

COSEPAC
COMITÉ SUR LA SITUATION DES
ESPÈCES EN PÉRIL
AU CANADA



COSEWIC
COMMITTEE ON THE STATUS OF
ENDANGERED WILDLIFE
IN CANADA

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

COSEPAC 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada - Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 43 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

Rapports précédents :

COSEPAC 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. v + 18 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

WATSON, J.C., G.M. ELLIS, T.G. SMITH et J.K.B. FORD. 1996. Rapport du COSEPAC sur la situation de la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-18.

Note de production :

Le COSEPAC aimerait remercier L. Nichol et Jane Watson qui ont rédigé le rapport de situation sur la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada – Mise à jour, en vertu d'un contrat avec Environnement Canada. Andrew Trites, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins, a supervisé le présent rapport et en a fait la révision.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

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

Tél. : 819-953-3215
Télééc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Update Status Report on the sea otter (*Enhydra lutris*) in Canada.

Illustration de la couverture :
Loutre de mer – Judie Shore, Richmond Hill (Ontario)

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2007
N° de catalogue CW69-14/80-2007F-PDF
ISBN 978-0-662-09331-2



Papier recyclé



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Avril 2007

Nom commun

Loutre de mer

Nom scientifique

Enhydra lutris

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

Cette espèce était disparue de la Colombie-Britannique en raison du commerce de sa fourrure dès le début des années 1900 et a fait l'objet d'une réintroduction de 1969 à 1972. Elle a depuis repeuplé de 25 à 33 % son aire de répartition historique en Colombie-Britannique, mais n'est toujours pas complètement en sécurité. Les effectifs sont faibles (moins de 3 500 individus) et nécessitent une étroite surveillance. La sensibilité de l'espèce aux hydrocarbures et sa proximité à d'importants trajets maritimes de pétroliers la rendent particulièrement vulnérable à des déversements d'hydrocarbures.

Répartition

Colombie-Britannique, Océan Pacifique

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1986. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en avril 1996 et en mai 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 2007. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.



COSEPAC Résumé

Loutre de mer *Enhydra lutris*

Information sur l'espèce

La loutre de mer, *Enhydra lutris*, est le plus petit mammifère marin et le seul membre de la famille des Mustélidés à accomplir tous les aspects de son cycle vital dans l'océan. Elle dépend d'une couche d'air emprisonnée sous sa fourrure épaisse et d'un rythme métabolique très élevé pour survivre dans les mers glacées. L'intégrité de son pelage et sa capacité à conserver une couche d'air emprisonnée qui lui sert d'isolant sont préservées par les soins fréquents et intensifs de son pelage. Ses puissants membres antérieurs sont bien adaptés à son alimentation composée d'invertébrés benthiques et ses membres postérieurs sont modifiés pour lui servir de nageoires. Le genre comprend trois sous-espèces connues, soit l'*Enhydra lutris kenyoni*, l'*Enhydra lutris nereis* et l'*Enhydra lutris lutris*. L'*Enhydra lutris kenyoni* est présent en Colombie-Britannique, au Canada.

Répartition

La loutre de mer vit dans les eaux peu profondes le long des côtes du Pacifique Nord et, autrefois, elle fréquentait le littoral du nord du Japon jusqu'au centre de la Basse-Californie, au Mexique. En 1911, elle avait disparu de la majeure partie de son aire de répartition mondiale en raison du commerce maritime intensif de la fourrure qui avait commencé dans les années 1700. De nos jours, cette espèce occupe environ la moitié ou les deux tiers de son aire de répartition historique (mais le déclin des populations dans l'ouest de l'Alaska rend l'estimation difficile). Des loutres de mer capturées en Alaska ont été réintroduites dans la baie Checleset, en Colombie-Britannique, de 1969 à 1972. L'espèce est actuellement présente le long de la majeure partie de la côte ouest de l'île de Vancouver et dans une petite section de la côte centrale de la Colombie-Britannique. De 1965 à 1971, elle a également été réintroduite dans les États de l'Oregon et de Washington, et dans le sud-est de l'Alaska. Autrefois, la loutre de mer était probablement présente le long de la majeure partie de la côte ouest de la Colombie-Britannique; la population actuelle fréquente donc de 25 p. 100 à 33 p. 100 de son aire de répartition historique estimée.

Habitat

La loutre de mer fréquente les zones côtières, de la zone intertidale jusqu'à au moins 50 mètres de profondeur. L'étendue de son habitat est délimitée par la capacité de l'espèce à plonger jusqu'au fond de l'océan pour s'alimenter; la plupart des plongées destinées à l'alimentation se font à des profondeurs de moins de 40 mètres. En Colombie-Britannique, cette espèce est généralement plus abondante dans les récifs des eaux peu profondes des zones côtières exposées. Pendant les mois d'hiver, elle semble se déplacer vers les zones plus abritées dans son aire de répartition principale.

Biologie

Les femelles atteignent la maturité sexuelle vers l'âge de trois à cinq ans et sont toutes en mesure de se reproduire à l'âge de cinq ans. Par contre, les mâles peuvent se reproduire vers l'âge de cinq à six ans, lorsqu'ils ont atteint la maturité sociale même s'ils atteignent la maturité sexuelle plus tôt. Les femelles peuvent vivre jusqu'à environ vingt ans et les mâles, jusqu'à quinze ans. Les femelles donnent naissance à un seul petit, à peu près une fois par année. Ce dernier dépend de sa mère pendant les six à huit premiers mois. La loutre de mer se nourrit d'une variété d'invertébrés, notamment de bivalves, d'escargots, d'oursins, de chitons, de crabes et d'étoiles de mer. Dans les îles Aléoutiennes, les îles Kouriles et les îles du Commandeur, elle est également connue pour consommer des poissons démersaux.

Taille et tendances des populations

En 2001, un relevé a permis de dénombrer 2 673 individus le long de la côte de l'île de Vancouver et 507 individus sur la côte centrale de la Colombie-Britannique, pour un total de 3 180 loutres de mer. Selon une régression logarithmique linéaire simple, le taux de croissance annuel de la population sur l'île de Vancouver a été estimé à 15,6 p. 100 (de 1977 à 2004). Une régression par morceaux, laquelle tient compte d'une inflexion dans la tendance logarithmique linéaire, a montré que la croissance initiale rapide de 19,1 p. 100 par année de 1977 à 1995 a ralenti à 8,0 p. 100 par année de 1995 à 2004. Ce déclin du taux de croissance reflète probablement les portions de la population près du centre de l'aire de répartition qui atteignent leur densité d'équilibre le long de l'île de Vancouver, mais d'autres causes de mortalité ne peuvent pas être écartées, du moins comme explication partielle de ce déclin. Sur la côte centrale de la Colombie-Britannique, le taux de croissance démographique annuel a été estimé à 12,4 p. 100 entre 1990 et 2004. La population de loutres de mer en Colombie-Britannique représente environ 3 p. 100 ou 4 p. 100 de la population mondiale.

Facteurs limitatifs et menaces

À défaut de facteurs importants d'indépendance de la densité (p. ex. la prédation), la nourriture semble exercer une influence sur les populations de loutres par des facteurs de dépendance de la densité- qui ont une incidence sur la survie des jeunes. Les peuples autochtones chassaient la loutre de mer avant l'arrivée des Européens, mais c'est le commerce maritime de la fourrure au XVIII^e et au XIX^e siècles, qui a décimé l'espèce dans la majeure partie de son aire de répartition. À part les humains, les prédateurs de l'espèce sont notamment l'épaulard, le requin (en Californie) et le Pygargue à tête blanche (qui chasse surtout les petits). Les menaces qui pèsent sur les populations de loutres de mer et les facteurs limitant leur croissance sont notamment la contamination de l'environnement (en particulier les déversements d'hydrocarbures), l'emmêlement dans les filets de pêche et les collisions avec les bateaux, la chasse illégale, les maladies et peut-être les perturbations causées par l'humain.

Importance de l'espèce

Important prédateur, la loutre de mer est considérée comme une espèce clé influant fortement sur la structure et la composition des communautés littorales dans lesquelles elle évolue. Elle jouit d'un bon capital de sympathie auprès du public en raison de son apparence de petit ourson, de la disparition qu'elle a évitée de justesse et de sa vulnérabilité face aux déversements d'hydrocarbures. C'est pourquoi elle suscite également un intérêt croissant au sein de l'industrie touristique liée à l'observation des espèces sauvages en Colombie-Britannique. Toutefois, étant donné que la loutre de mer se nourrit d'invertébrés, ce qui peut ainsi limiter l'abondance d'un grand nombre de ces espèces, elle a été la source de conflits avec les pêcheurs d'invertébrés à des fins commerciales et de subsistance en Californie, en Alaska et en Colombie-Britannique.

Protection actuelle

Au Canada, le gouvernement fédéral a inscrit la loutre de mer à la catégorie « espèce menacée » en 2003, et celle-ci est protégée en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, laquelle interdit de la tuer, de la blesser, de la capturer et de la harceler. La *Loi sur les pêches* et certaines dispositions de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique protègent également cette espèce et son habitat en interdisant que celle-ci soit chassée, capturée ou tuée.



HISTORIQUE DU COSEPAC

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

MANDAT DU COSEPAC

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

COMPOSITION DU COSEPAC

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

DÉFINITIONS

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

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

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

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

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

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



Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

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

Mise à jour
Rapport de situation du COSEPAC

sur la

loutre de mer
Enhydra lutris

au Canada

2007

TABLE DES MATIÈRES

INFORMATION SUR L'ESPÈCE	4
Nom et classification	4
Taxinomie	4
Description morphologique	5
Description génétique	6
RÉPARTITION	7
Aire de répartition mondiale	7
Aire de répartition canadienne	8
HABITAT	10
Besoins en matière d'habitat	10
BIOLOGIE	11
Cycle vital et reproduction	11
Alimentation	11
Physiologie	12
Déplacements et dispersion	12
Adaptabilité	12
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS	13
Activités de recherche	13
Abondance	13
Tendances	14
Effet d'une immigration de source externe	21
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES	21
Prédateurs	21
Maladies	22
Biotoxines marines	23
Menaces	23
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE	29
PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT	29
RÉSUMÉ TECHNIQUE	32
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS	35
SOURCES D'INFORMATION	35
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT	43

Liste des figures

Figure 1. Loutre de mer (<i>Enhydra lutris</i>). Photo de B. Gisborne.	5
Figure 2. Aire de répartition mondiale actuelle et historique des trois sous-espèces de loutres de mer.	8
Figure 3. Aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique et lieux mentionnés dans le texte à ce sujet.	9
Figure 4. Tendances de la population de loutres de mer sur l'île de Vancouver.	18
Figure 5. Tendances de la croissance de la population de loutres de mer le long du centre de la côte continentale.	20

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimations récentes des populations et variation des estimations des
taux de croissance communiquées avec le temps et par région, en
Amérique du Nord. 15

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom et classification

La loutre de mer, *Enhydra lutris*, est le deuxième plus gros (selon le poids) membre de la famille des Mustélidés. Elle est le seul membre du genre *Enhydra*. Trois sous-espèces sont reconnues en fonction de la taille du crâne et de l'ADN mitochondrial (Wilson *et al.*, 1991; Cronin *et al.*, 1996). L'*Enhydra lutris kenyoni* aurait autrefois été présent à partir du littoral de l'Oregon jusqu'aux îles Aléoutiennes; l'*Enhydra lutris nereis*, la population méridionale de la loutre de mer, se trouve dans les eaux de la côte californienne; et l'aire de répartition du *Enhydra lutris lutris* s'étend des îles Kouriles à la péninsule de Kamchatka et aux îles du Commandeur en Russie. L'*Enhydra lutris kenyoni* fréquente les eaux de la Colombie-Britannique.

Taxinomie

Classe	Mammifères
Ordre	Carnivores
Famille	Mustélidés
Nom scientifique	<i>Enhydra lutris</i>
Sous-espèces	<i>Enhydra lutris lutris</i> (îles Kouriles, péninsule de Kamchatka, îles du Commandeur) <i>Enhydra lutris kenyoni</i> (des îles Aléoutiennes jusqu'au centre de l'Alaska; espèce réintroduite dans le sud-est de l'Alaska, en Colombie-Britannique, et dans l'État de Washington) <i>Enhydra lutris nereis</i> (Californie)
Nom commun	loutre de mer
Nom anglais	sea otter
Nom espagnol	nutria del Kamchatka, nutria marina
Nom nuu-chah- nulth	k ^w ak ^w atl
Jargon commercial	e-lak'-ha
chinook	(http://www.tidepool.org/features/id.elakha.cfm)
Nom aléoute	chngatux (http://www.alaskool.org/language/Aleut/Sea_Week.html)

Description morphologique

Les loutres de mer sont sexuellement dimorphes. Le mâle adulte peut peser jusqu'à 46 kg et mesurer jusqu'à 148 cm de longueur; la femelle adulte peut peser jusqu'à 36 kg et atteindre 140 cm de longueur. À la naissance, les petits pèsent de 1,7 kg à 2,3 kg et mesurent jusqu'à 60 cm de longueur (Bodkin, 2003). Les loutres de mer qui vivent dans un habitat nouvellement occupé et où la nourriture n'est pas limitée ont un poids supérieur (jusqu'à 28 p. 100 pour le mâle et 16 p. 100 pour la femelle) à celui des individus qui vivent dans des populations ayant atteint ou étant sur le point d'atteindre leur densité d'équilibre dans un habitat où la nourriture est limitée (Bodkin, 2003). Le pelage des adultes, de brun pâle à brun foncé, s'éclaircit progressivement avec l'âge et grisonne sur la tête, autour du cou, sur la poitrine et sur les membres antérieurs (Estes, 1980). La fourrure des nouveau-nés, brun pâle ou jaunâtre, est complètement remplacée lorsque ceux-ci atteignent l'âge adulte, soit à treize semaines (Payne et Jameson, 1984).

La loutre de mer a des pattes postérieures plates pourvues de doigts allongés dont le cinquième, ou le doigt extérieur, est le plus long. Cette adaptation lui permet de nager avec efficacité lorsqu'elle recherche de la nourriture sous l'eau où lorsqu'elle se laisse flotter sur le dos à la surface de l'eau. Sa queue plate dorso-ventrale lui sert d'aviron et de gouvernail lorsqu'elle se repose (Kenyon, 1969) (figure 1). Cette espèce peut atteindre une vitesse de nage en surface allant de 1 km/h à 1,5 km/h (Kenyon, 1969). Lorsque la loutre plonge à la recherche de nourriture, sa vitesse de déplacement peut atteindre plus de 5 km/h (Bodkin *et al.*, 2004). Sur terre, la loutre de mer est disgracieuse et maladroite (Estes, 1980).



Figure 1. Loutre de mer (*Enhydra lutris*). Photo de B. Gisborne.

Les puissants membres antérieurs de l'espèce sont bien adaptés pour les soins du pelage et pour capturer des proies invertébrées; ils ne sont pas utilisés pour la nage (Kenyon, 1969). Grâce à un amas de peau lâche situé dans la région axillaire (aisselle) de ses membres antérieurs, la loutre transporte ses proies à la surface de l'eau pour les manger (Estes, 1980). Au lieu de dents coupantes propres à la plupart des carnivores, elle possède des molaires bunodontes adaptées pour briser la coquille dure des proies invertébrées (Riedman et Estes, 1990).

La loutre de mer a peu de graisse corporelle. Elle a un rythme métabolique exceptionnellement élevé, et une couche d'air emprisonnée sous sa fourrure épaisse lui sert d'isolant. Sa fourrure est constituée d'une couche extérieure de jarres protecteurs et d'un duvet comptant environ 100 000 poils par centimètre carré (Kenyon, 1969). La loutre de mer fait fréquemment sa toilette pour conserver l'intégrité de sa fourrure et sa capacité à garder une couche d'air emprisonnée comme isolant (Riedman et Estes, 1990).

Description génétique

En Colombie-Britannique, la loutre de mer a subi au moins deux effets d'étranglement génétique : le premier, à l'échelle mondiale, a provoqué la quasi-disparition de l'espèce par suite du commerce maritime de la fourrure au XVIII^e et au XIX^e siècles; le deuxième a été causé par l'introduction d'un petit nombre d'individus dans la province.

En raison du commerce de la fourrure, la taille des populations avait été réduite dans toute l'aire de répartition, en 1911, à moins de 2 000 individus, ce qui représente environ 1 p. 100 ou 2 p. 100 de sa taille avant l'exploitation (Kenyon, 1969). Cet effet d'étranglement a entraîné une diminution importante de la diversité génétique parmi les populations actuelles de loutres de mer comparativement à celle des populations avant le commerce de la fourrure, c'est-à-dire une perte chez les loutres de mer d'aujourd'hui d'au moins 62 p. 100 des allèles et de 43 p. 100 de l'hétérozygotie (Larson *et al.*, 2002a).

Il semble que la loutre de mer avait disparu de la Colombie-Britannique en 1929 (Cowan et Guiguet, 1960). L'espèce y a été réintroduite entre 1969 et 1972, grâce à des individus capturés sur l'île Amchitka et dans le golfe du Prince William, en Alaska; elle a également été réintroduite au cours de la même période dans des habitats innocupés dans le sud-est de l'Alaska, dans l'État de Washington et en Oregon. Toutes ces réintroductions ont réussi à l'exception de celle de l'Oregon (Jameson *et al.*, 1982). En ce qui concerne le deuxième effet d'étranglement découlant du transfert de petits groupes d'individus, les études génétiques semblent indiquer qu'il n'y a aucune différence importante dans le nombre de variations génétiques entre les populations reliques de l'espèce (qui ont connu un effet d'étranglement) et celles transférées (qui ont connu deux effets d'étranglement) (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b). La perte de la diversité génétique parmi les populations réintroduites avec succès a peut-être été pratiquement évitée, du moins parmi les populations qui sont issues d'au moins 20 à

30 individus, car l'effet d'étranglement a eu lieu pendant une période relativement courte et la croissance des populations a été rapide (à défaut de restrictions alimentaires) (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b).

En 1989, des femelles accompagnées de leur petit ont été signalées pour la première fois sur la côte centrale de la Colombie-Britannique, à plus de 235 km de distance de la population réintroduite sur l'île de Vancouver (British Columbia Parks, 1995). L'origine de ces loutres était inconnue (Watson *et al.*, 1997), mais l'analyse génétique récente de 18 spécimens de loutres de mer recueillis le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique en 2003 a révélé deux haplotypes d'ADNmt correspondant à ceux des loutres provenant de l'île Amchitka et du golfe du Prince William, ce qui laisse entendre que les loutres sur la côte centrale de la Colombie-Britannique sont des descendantes de celles, en provenance de l'Alaska, qui ont été réintroduites (Barrett-Lennard, comm. pers., 2003). Les loutres de mer dans le sud-est de l'Alaska et dans l'État de Washington ont la même origine (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b).

Il n'existe qu'une seule population ou unité désignable de la loutre de mer en Colombie-Britannique.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

La loutre de mer occupe les zones côtières aux eaux peu profondes situées dans le Pacifique Nord (figure 2). Avant le commerce de la fourrure au XVIII^e et au XIX^e siècles, son aire de répartition s'étendait du nord du Japon jusqu'au centre de la Basse-Californie, au Mexique (Kenyon, 1969). L'exploitation commerciale, qui a débuté dans les années 1740, a failli mener à la disparition de l'espèce (Kenyon, 1969). En 1911, lorsque la loutre de mer a été protégée en vertu du Traité international sur le phoque à fourrure, la population n'était composée que de treize groupes reliques. Plusieurs de ces groupes, notamment ceux qui fréquentaient les eaux des îles de la Reine-Charlotte, ont vu leurs effectifs diminuer jusqu'à la disparition (Kenyon, 1969). Les dernières observations confirmées de cette espèce en Colombie-Britannique provenaient de deux témoignages au sujet d'une loutre de mer abattue au large de la côte ouest de l'île de Vancouver en 1929 et en 1930 (Cowan et Guiguet, 1960; *The Province Newspaper*, le 29 juin 1931). Actuellement, cette espèce occupe environ la moitié ou les deux tiers de son aire de répartition historique dans l'ensemble du Pacifique. Il est question ici d'un intervalle étant donné que les déclin des populations dans l'ouest de l'Alaska rendent l'évaluation difficile. L'aire de répartition des populations qui se sont rétablies de manière naturelle à la suite de l'exploitation s'étend du golfe d'Alaska vers l'ouest en passant par les Aléoutiennes jusqu'à la péninsule Kamchatka et les Kouriles, et le long de la côte californienne. L'aire de répartition des populations de loutres de mer réintroduites s'étend dans le sud-est de l'Alaska, en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington (Estes, 1990). Environ de 5 p. 100 à 10 p. 100 de l'aire de répartition actuelle (2004) de l'espèce se trouve au Canada.

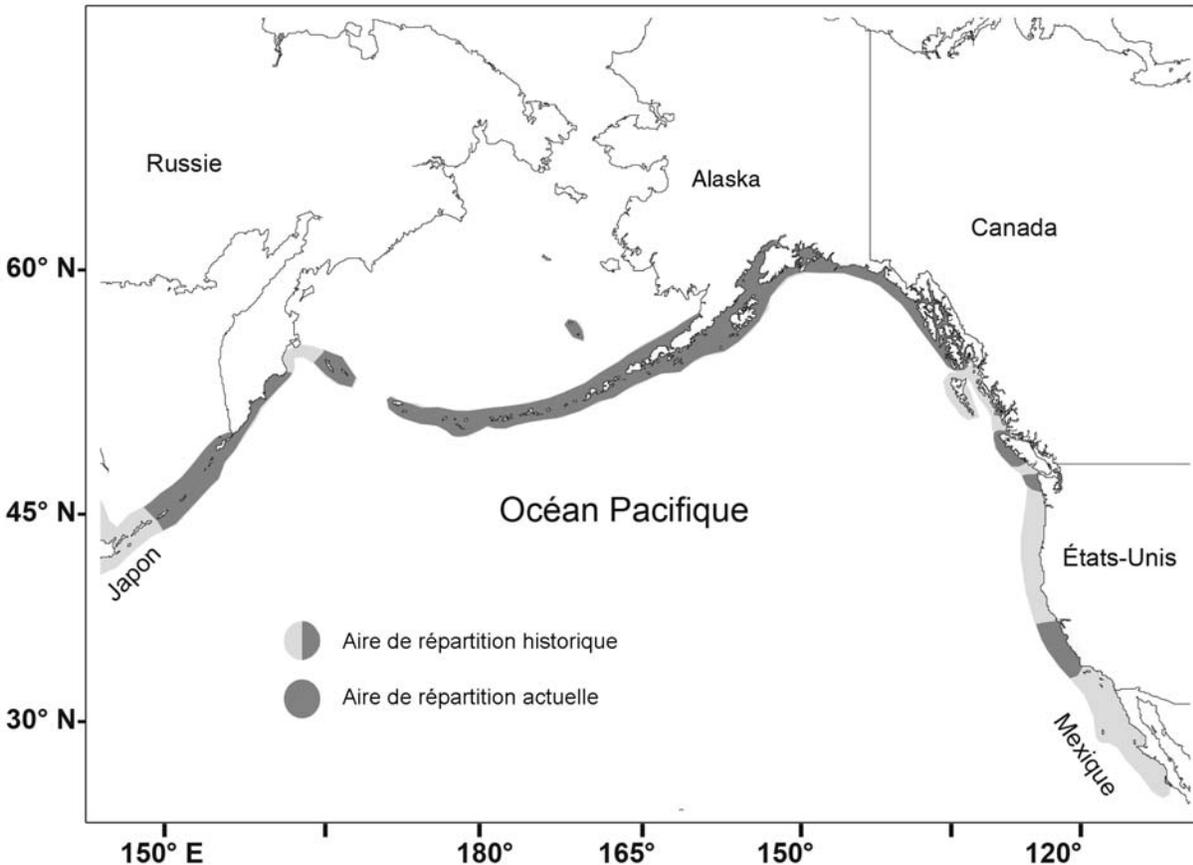


Figure 2. Aire de répartition mondiale actuelle et historique des trois sous-espèces de loutres de mer.

Aire de répartition canadienne

La loutre de mer avait disparu de la Colombie-Britannique en 1929 (Cowan et Guiguet, 1960). Au total, 89 loutres de mer capturées en Alaska ont été réintroduites à la baie Checleset, en Colombie-Britannique, à savoir 29 individus capturés sur l'île Amchitka en 1969 ainsi que 14 et 46 individus capturés dans le golfe du Prince William en 1970 et en 1972, respectivement. Jusqu'en 1987, la loutre de mer ne fréquentait que deux sites le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, soit la baie Checleset et le récif Bajo au large de l'île Nootka, 75 km au sud-est de la baie Checleset (figure 3). En 1992, l'aire de répartition de la population s'est agrandie de manière continue le long de l'île de Vancouver, depuis le nord-ouest de la pointe Estevan jusqu'à la baie Quatsino (Watson *et al.*, 1997). En 2004, l'aire de répartition de l'espèce le long de l'île de Vancouver s'étendait de l'île Vargas, située dans la baie Clayoquot, vers le nord jusqu'au cap Scott et vers l'est jusqu'à l'île Hope, située dans le détroit de la Reine-Charlotte.

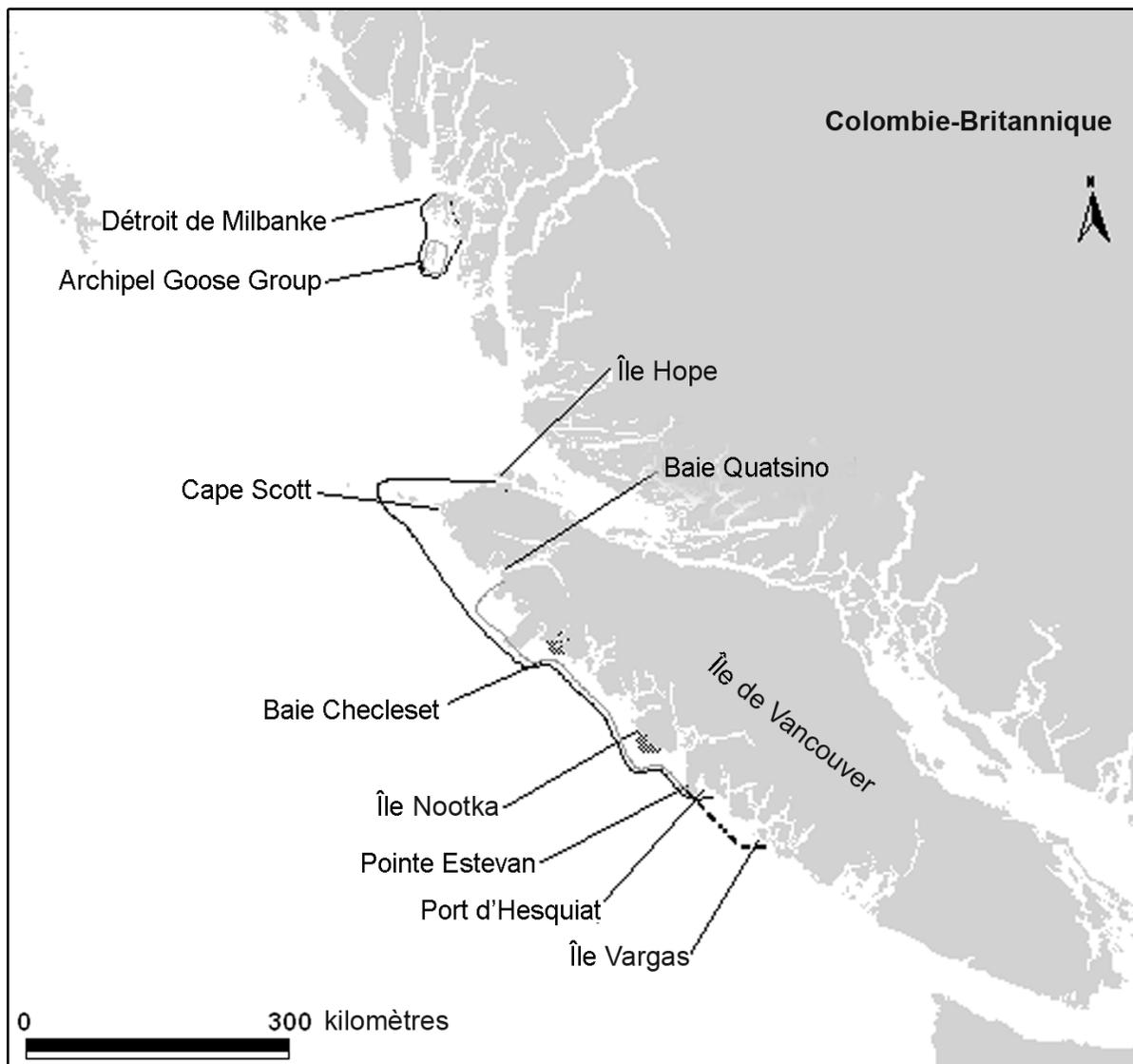


Figure 3. Aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique et lieux mentionnés dans le texte à ce sujet. Les zones ombragées sur l'île de Vancouver représentent l'aire de répartition en 1977. La ligne grise représente l'aire de répartition en 1995, la ligne noire, l'aire de répartition en 2001 et le tireté, l'expansion de l'aire de répartition le long de l'île de Vancouver en 2004.

En 1989, des femelles accompagnées de leur petit ont été signalées près des îles Goose, au large de la côte centrale de la Colombie-Britannique, ce qui indiquait l'établissement de loutres de mer dans cette région (British Columbia Parks, 1995). En 2004, l'aire de répartition de l'espèce s'étendait de manière continue du sud de l'archipel Goose, en passant, vers le nord, par la passe Queens jusqu'au cap Mark en bordure du détroit de Milbanke (figure 3). Des individus seuls ont été signalés périodiquement à l'extérieur de l'aire de répartition continue.

D'après le type d'habitat où la loutre de mer est actuellement présente en Colombie-Britannique, dans l'État de Washington et en Alaska, la majeure partie de la côte centrale de la Colombie-Britannique était probablement fréquentée autrefois par l'espèce, bien que sa présence ait pu être rare dans les nombreux fjords côtiers aux eaux profondes qui sont communs le long de la côte. La population actuelle occupe de 25 p. 100 à 33 p. 100 de son aire de répartition historique en Colombie-Britannique.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

L'étendue de l'habitat de la loutre de mer est délimitée par la capacité de l'espèce à plonger jusqu'au fond de l'océan pour s'alimenter. Cette espèce est présente à une distance d'un ou deux kilomètres du littoral, mais elle peut également être abondante à de plus grandes distances, dans des zones où les eaux ont moins de 40 mètres de profondeur (Riedman et Estes, 1990). Les loutres de mer utilisent souvent les peuplements d'algues brunes, lorsqu'ils sont présents, habituellement comme sites de rassemblement (Loughlin, 1980; Jameson, 1989). Elles cherchent également leur nourriture dans ces peuplements, lesquels constituent des éléments importants, mais non essentiels, de l'habitat. Les fonds meubles qui assurent la subsistance de myes sont également une aire d'alimentation très importante pour la loutre de mer et peuvent subvenir aux besoins des loutres qui se rassemblent en très grand nombre (Kvitek *et al.*, 1992; Kvitek *et al.*, 1993).

En Colombie-Britannique, la loutre de mer fréquente les zones côtières exposées où il y a de vastes récifs et des eaux peu profondes le long de la côte ouest de l'île de Vancouver et de la côte centrale de la Colombie-Britannique; l'utilisation de l'habitat peut toutefois varier en fonction du climat et de l'état de l'océan. En général, les loutres de mer sont présentes dans ces zones exposées pendant les périodes où le climat est doux, mais, dans leur aire de répartition principale, elles peuvent se rassembler dans les zones protégées des côtes lorsque le climat est défavorable, en particulier pendant l'hiver (Morris *et al.*, 1981; Watson, 1993). L'observation de loutres dans des anses ou dans des zones qui leur procureraient une certaine protection semble être plus commune en hiver qu'au printemps et qu'en été (Dunlop *et al.*, 2003; Stewart, comm. pers., 2005; Osborne, comm. pers., 2006).

BIOLOGIE

Cycle vital et reproduction

Les femelles atteignent la maturité sexuelle vers l'âge de trois à cinq ans (Bodkin *et al.*, 1993; Jameson et Johnson, 1993) et sont toutes en mesure de se reproduire à l'âge de cinq ans (Monson *et al.*, 2000a). Les mâles peuvent se reproduire vers l'âge de cinq à six ans, même s'ils peuvent atteindre la maturité sexuelle plus tôt (Riedman et Estes, 1990; Bodkin *et al.*, 1993). Les femelles ont un taux de survie plus élevé que celui des mâles (Siniff et Ralls, 1991); elles peuvent vivre de quinze à vingt ans, tandis que les mâles vivent seulement de dix à quinze ans (Riedman et Estes, 1990). Bien que l'accouplement et les naissances puissent avoir lieu pendant toute l'année, les naissances sont particulièrement élevées au printemps chez certaines populations, y compris celle de la Colombie-Britannique (Watson, 1993; Bodkin, 2003). La loutre de mer est polygyne, c'est-à-dire que les mâles forment des couples de manière consécutive avec plusieurs femelles. Les individus se groupent par sexe dans des zones séparées dans l'espace (Riedman et Estes, 1990). Les mâles en âge de se reproduire quittent les zones des mâles et se trouvent une aire de reproduction exclusive dans les zones des femelles pendant l'été et l'automne, puis ils retournent dans les rassemblements de mâles (Garshelis et Garshelis, 1984; Jameson, 1989). Les femelles donnent naissance à un seul petit, à peu près une fois par année (Siniff et Ralls, 1991; Bodkin *et al.*, 1993). Les jumeaux sont rares. La mise bas se fait dans l'eau (Kenyon, 1969; Jameson et Bodkin, 1986; Jameson et Johnson, 1993). Les estimations annuelles des taux de natalité en Colombie-Britannique varient de 0,12 à 0,33 petit par adulte et sont semblables aux taux de natalité en Alaska (0,30 petit par adulte) et en Californie (0,20 petit par adulte) (Watson, 1993; Watson *et al.*, 1997).

À la naissance, le petit de la loutre de mer pèse de 1,4 kg à 2,3 kg (Riedman et Estes, 1990). Il dépend de sa mère de six à huit mois, puis il est sevré (Payne et Jameson, 1984; Jameson et Johnson, 1993). Le taux de mortalité avant le sevrage est de 40 p. 100 en Californie et de 15 p. 100 à 25 p. 100 en Alaska (Siniff et Ralls, 1991; Riedman *et al.*, 1994). En général, dans les populations qui sont sur le point d'atteindre leur densité d'équilibre, ce taux est supérieur à celui des populations en croissance (Monson *et al.*, 2000a)

Alimentation

La loutre de mer se nourrit d'une grande variété d'invertébrés benthiques (p. ex. la mye et l'oursin vert); il existe certaines variations évidentes dans l'alimentation des individus, selon les régions et la situation des populations (Estes *et al.*, 1981; Estes *et al.*, 2003a). Dans les habitats rocheux récemment fréquentés, l'espèce consomme de proies de grandes tailles facilement accessibles, telles que l'oursin vert. Lorsque l'abondance des proies de prédilection est moindre, l'espèce diversifie son alimentation pour y inclure une plus grande variété d'invertébrés, notamment diverses espèces de bivalves, d'escargots, de chitons, de crabes, d'étoiles de mer et même de poissons (Estes *et al.*, 1981). Les poissons démersaux sont des proies importantes dans

certaines parties des îles Aléoutiennes, des îles du Commandeur et des îles Kouriles (Estes et VanBlaricom, 1985; Watt *et al.*, 2000). La préférence pour certaines proies, du moins chez la femelle, semble acquise et est transmise par la mère (Estes *et al.*, 2003a). La plupart du temps, la loutre de mer se nourrit à des profondeurs de 40 mètres ou moins, bien qu'elle soit capable de s'alimenter à des profondeurs de 100 mètres (Estes, 1980; Riedman et Estes, 1990; Bodkin *et al.*, 2004). Les plongées destinées à l'alimentation durent de 50 secondes à plus de 3 minutes (Riedman et Estes, 1990). La loutre de mer consomme sa proie à la surface de l'eau; elle utilise des roches ou d'autres objets durs pour briser la coquille dure de sa proie.

Physiologie

La loutre de mer possède peu de graisse corporelle; elle dépend donc de la couche d'air emprisonnée sous sa fourrure épaisse et de la thermogénèse pour rester au chaud. Son rythme métabolique est de 2,4 à 3,2 fois plus élevé que celui des carnivores terrestres de taille semblable (Costa, 1978; Costa et Kooyman, 1982). Afin d'avoir l'énergie nécessaire à la production de sa chaleur interne, la loutre de mer en liberté consomme chaque jour l'équivalent de plus de 20 p. 100 de sa masse corporelle en proies (Costa, 1978; Costa, 1982).

Déplacements et dispersion

Les loutres de mer ne migrent pas et font preuve d'une grande fidélité au site, même si des individus se déplacent parfois de façon saisonnière ou occasionnelle sur de longues distances (Garshelis, 1983; Jameson, 1989). Elles occupent des domaines vitaux plus ou moins petits qui se chevauchent, dont la superficie varie de quelques kilomètres à des dizaines de kilomètres de zones côtières (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989). L'aire de répartition s'élargit en général lorsque les mâles se déplacent en masse de la périphérie de l'aire occupée à un habitat auparavant inoccupé. Les femelles occupent graduellement les territoires explorés par les mâles (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Wendell *et al.*, 1986; Jameson, 1989).

Adaptabilité

En Colombie-Britannique, les loutres de mer se méfient généralement des humains, sont difficiles à approcher et sont facilement perturbées par le passage des bateaux; les femelles accompagnées de leur petit sont plus sensibles aux perturbations. Toutefois, lorsque les loutres de mer sont fréquemment exposées au passage des bateaux ou se tiennent près des zones habitées, elles semblent s'habituer aux perturbations (p. ex. Woolfenden, 1995). Pour chercher leur nourriture, elles font preuve d'une gamme de techniques pour se nourrir d'une grande variété d'espèces qui peuvent exister dans leur limite physiologique de profondeur de plongée (examiné par Riedman et Estes, 1990).

L'espèce étant adaptable, l'écart entre les températures de l'eau est considérable. La limite septentrionale de son aire de répartition semble correspondre à l'extrême sud de la banquise, ce qui écarte la loutre de mer des aires d'alimentation. Les limites méridionales de son aire de répartition sont peu connues, mais semblent être associées à l'extrême sud de la remontée côtière et à l'isotherme de 20 °C à 22 °C (Estes, 1980; Bodkin, 2003). Ainsi, les changements de température de l'eau peuvent influencer sur l'aire de répartition mondiale de la loutre de mer dans les années à venir.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités de recherche

Le premier relevé de la loutre de mer en Colombie-Britannique a été mené en 1977. De 1977 à 1987, les relevés étaient effectués principalement par avion et certains par bateau (Bigg et MacAskie, 1978; Morris *et al.*, 1981; MacAskie, 1987; Watson *et al.*, 1997). Depuis 1988, la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce a fait l'objet de relevés annuels effectués par bateau ou hélicoptère, bien qu'il y ait eu des lacunes dans la couverture de 1996 à 2000 (Watson, 1993; Watson *et al.*, 1997). Pêches et Océans Canada a effectué la plupart des dénombrements des populations de 2001 à 2004, même si des biologistes au sein de Nuuchahnulth Fisheries ont également effectué des relevés dans certains secteurs de la côte ouest de l'île de Vancouver en 2002 et en 2004 (Nichol *et al.*, 2005; Dunlop *et al.*, 2003; Dunlop, comm. pers., 2006). Ces relevés constituent des dénombrements directs qui fournissent des mesures de l'abondance relative en ce qui concerne les tendances liées à la croissance des populations.

Abondance

Abondance mondiale

Les peuples autochtones du Pacifique Nord chassaient la loutre de mer avant l'arrivée des Européens, mais c'est le commerce maritime de la fourrure, débuté après 1741, qui a failli faire disparaître l'espèce. Avant le commerce de la fourrure, la population de loutres de mer comptait environ de 150 000 à 300 000 individus, bien que certains auteurs croient qu'elle était peut-être encore plus abondante (Kenyon, 1969; Johnson, 1982). En 1911, la population mondiale comptait moins de 2 000 individus répartis en 13 colonies reliques (Kenyon, 1969). Depuis que l'espèce a été protégée en 1911, les populations se sont rétablies. Certaines loutres de mer sont issues des colonies reliques, et d'autres sont le résultat des réintroductions qui ont eu lieu à la fin des années 1960 et au début des années 1970. Jusqu'au début des années 1980, la majorité de la population mondiale (environ 165 000 individus) se trouvait dans les îles Aléoutiennes (de 55 100 à 73 700 individus) (Calkins et Schneider, 1985). Toutefois, du milieu à la fin des années 1980, des déclin spectaculaires ont commencé dans ces îles (Estes *et al.*, 1998; Doroff *et al.*, 2003). L'estimation la plus récente de la population (Amérique du Nord et Russie), qui compte environ 126 000 individus, remonte à la fin

des années 1990 (Gorbics *et al.*, 2000). Cependant, la population mondiale est peut-être maintenant inférieure à ce nombre étant donné que cette estimation a été faite au moment où la population de l'ouest de l'Alaska subissait un déclin. Le déclin continu dans les Aléoutiennes, à 8 742 individus (c.v. = 0,215) en 2000, a mené à l'inscription de l'espèce à la catégorie « menacée », en 2005, en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis (USFW, 2006).

Abondance au Canada

Bien que la taille de la population de loutres de mer en Colombie-Britannique avant l'exploitation commerciale soit inconnue, il existe des preuves que l'espèce était abondante. De 1785 à 1809, un nombre aussi élevé que 55 000 peaux de loutres de mer ont été débarquées en Colombie-Britannique. Il est difficile de déterminer la source géographique de ces peaux, mais au moins 6 000 d'entre elles provenaient de la côte ouest de l'île de Vancouver (Fisher, 1940; Rickard, 1947; Mackie, 1997). Certaines peaux débarquées en Colombie-Britannique pouvaient provenir de l'État de Washington, de l'Oregon et du sud-est de l'Alaska. En 1850, les loutres de mer étaient considérées comme disparues du Canada sur le plan commercial, mais elles avaient peut-être disparu sur le plan écologique (et cessé de fonctionner en tant qu'espèce clé) plus tôt (Watson, 1993).

Bien que 89 loutres de mer aient été réintroduites en Colombie-Britannique au cours de 3 activités de déplacement (de 1969 à 1972), un grand nombre n'a pas survécu, et la population initiale pourrait avoir subi un déclin jusqu'à aussi peu que 28 individus (Estes, 1990). En 1977, un relevé aérien a permis de dénombrer 70 loutres de mer dans 2 emplacements sur la côte ouest de l'île de Vancouver. En 1995, des relevés par bateau ont permis de repérer 1 522 loutres de mer, desquelles 1 423 se trouvaient le long de la côte ouest de l'île de Vancouver et 99, le long du centre de la côte continentale dans les eaux des îles Goose (Bigg et MacAskie, 1978; Watson *et al.*, 1997). Au cours des relevés de 2001, 2 673 loutres ont été dénombrées le long de la côte de l'île de Vancouver et 507 loutres, le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique, totalisant ainsi 3 180 loutres (Nichol *et al.*, 2005). Des relevés ont également eu lieu en 2002, en 2003 et en 2004, mais, chaque année, certains secteurs de l'aire de répartition avaient été omis. L'utilisation de l'interpolation pour estimer les effectifs dans les secteurs manquants (ce qui représentait moins de 10 p. 100 de chaque relevé annuel) a permis d'obtenir des estimations de la population de 2 369 individus en 2002 (un déclin par rapport à 2001), de 2 809 individus en 2003 et de 3 185 individus en 2004 (Nichol *et al.*, 2005).

Tendances

Amérique du Nord

Les populations de loutres de mer ont commencé à se rétablir une fois qu'elles ont fait l'objet d'une protection, soit en 1911. Le rétablissement des colonies reliques dans l'ouest et dans le centre de l'Alaska ainsi qu'en Californie a débuté sans intervention.

Les populations dans le sud-est de l'Alaska, en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington ont été établies par le transfert de loutres de mer capturées dans les populations reliques en Alaska.

La croissance démographique varie grandement entre les populations de loutres de mer. La réintroduction des populations dans l'État de Washington, en Colombie-Britannique et dans le sud-est de l'Alaska a réussi, alors que les tentatives de réintroduction de l'espèce en Oregon en 1970 et en 1971 ont échoué (Jameson *et al.*, 1982). Une fois établies, toutes les populations réintroduites (sauf celle de l'Oregon) ont d'abord augmenté à un rythme de 17 p. 100 à 20 p. 100 par année, probablement en raison de l'abondance des invertébrés qui avait augmenté à la suite de la disparition de la loutre de mer eut disparu. La croissance démographique semble être plus variable dans les populations reliques (tableau 1).

Tableau 1. Estimations récentes des populations et variation des estimations des taux de croissance communiquées avec le temps et par région, en Amérique du Nord.

Région	Taille de la population la plus récente	Année de l'estimation de la population	Statut de la population	Taux de croissance*	Source
Californie	2 735	2005	relique	De - 5 % à 7 %	Estes, 1990; USGS, 2005
État de Washington	814	2004	réintroduite	De 20,6 % à 8,2 %	Estes, 1990; Jameson et Jeffries, 2004
Colombie-Britannique	3 200	2001	réintroduite	De 18,6 % jusqu'à entre 8 % et 15,6 %	Watson <i>et al.</i> , 1997; Nichol <i>et al.</i> , 2005
Sud-est de l'Alaska					
Sud-est de l'Alaska					
Baie Yakutat					Estes, 1990;
Nord du golfe de l'Alaska	12 600	De 1994 à 1996	réintroduite	De 17,6 % à environ 12 %	USFW, 2002c
Centre de l'Alaska					
Nord du golfe de l'Alaska					
Golfe du Prince William					
Cols Cook et fiords de Kenai	16 552	1996, 1999 et 2002	relique	stable	USFW, 2002a

Région	Taille de la population la plus récente	Année de l'estimation de la population	Statut de la population	Taux de croissance*	Source
Ouest de l'Alaska					
Îles Aléoutiennes					
Nord de la péninsule de l'Alaska					
Sud de la péninsule de l'Alaska, zone extracôtière					
Sud de la péninsule de l'Alaska, littoral					
Sud de la péninsule de l'Alaska, îles	41 500	De 2000 à 2002	relique	en augmentation à - 17,5 %	USFW, 2002b; Doroff <i>et al.</i> , 2003
Île Unimak					
Archipel Kodiak					
Baie Kamishak					

* Variation des valeurs des taux de croissance annuels communiquées avec le temps et provenant de chaque région. Les valeurs de chaque région sont présentées par ordre chronologique approximatif, des premières estimations aux plus récentes.

La population de la Californie a connu des périodes de croissance (de 5 p. 100 à 7 p. 100 par année) et de déclin (5 p. 100 par année). Dans les années 1970, les déclins étaient en partie attribués à l'emmêlement dans des filets maillants installés en eaux profondes (Estes, 1990; Estes *et al.*, 2003b; USFW, 2003). Cette population connaît un taux de mortalité élevé que l'on attribue aux maladies et aux facteurs anthropiques (Estes *et al.*, 2003b). En Alaska, la population de loutres de mer du golfe du Prince William a subi un déclin à la suite de la marée noire de l'*Exxon Valdez* en 1989. Elle n'a pas augmenté de façon appréciable depuis 1994 (13 234 individus; c.v. = 0,198; estimation de la population en 1999), et ses effectifs ne semblent pas être aussi grands qu'avant le déversement (USFW, 2002a). La population relique dans les îles Aléoutiennes a connu une croissance une fois qu'elle a fait l'objet d'une protection en 1911; en 1960, elle représentait environ 80 p. 100 de la population mondiale (Kenyon, 1969; USFW, 2002b). Elle a augmenté jusqu'au début des années 1980, année où on a estimé que les effectifs se situaient entre 55 100 et 73 700 loutres de mer. Toutefois, du milieu à la fin des années 1980, un fort déclin de 17,5 p. 100 par année a réduit la population jusqu'à 8 742 individus (c.v. = 0,215) en 2000 (Calkins et Schneider, 1985; Estes *et al.*, 1998; USFW, 2002b; Doroff *et al.*, 2003). Un déclin a également été remarqué le long de la péninsule de l'Alaska et de l'archipel Kodiak (USFW, 2002b). La prédation exercée par l'épaulard, dont l'alimentation est composée d'autres mammifères, a été présumée comme étant la cause la plus probable du déclin des loutres de mer dans les îles Aléoutiennes. L'abondance des phoques et des otaries, probablement les proies de prédilection de l'épaulard dans les Aléoutiennes, a connu un déclin radical dans l'ouest de l'Alaska; Estes *et al.* (1998) ont émis l'hypothèse que, en raison du déclin des pinnipèdes, l'épaulard s'est mis à chasser les loutres de mer.

Canada

Watson *et al.* (1997) ont estimé la croissance de la population le long de l'île de Vancouver à 18,6 p. 100 par année de 1977 à 1995. Cependant, depuis 1995, cette croissance semble avoir ralenti. L'application d'une régression logarithmique linéaire simple aux dénombrements de 1977 à 2004 a donné un taux annuel de croissance de 15,6 p. 100 le long de l'île de Vancouver. Le modèle d'une régression par morceaux, qui tient compte d'une inflexion dans la régression logarithmique linéaire, s'ajuste légèrement mieux aux données; il a permis d'estimer la croissance entre 1977 et 1995 à 19,1 p. 100 par année, puis à 8,0 p. 100 par année de 1995 à 2004 (Nichol *et al.*, 2005) (figure 4).

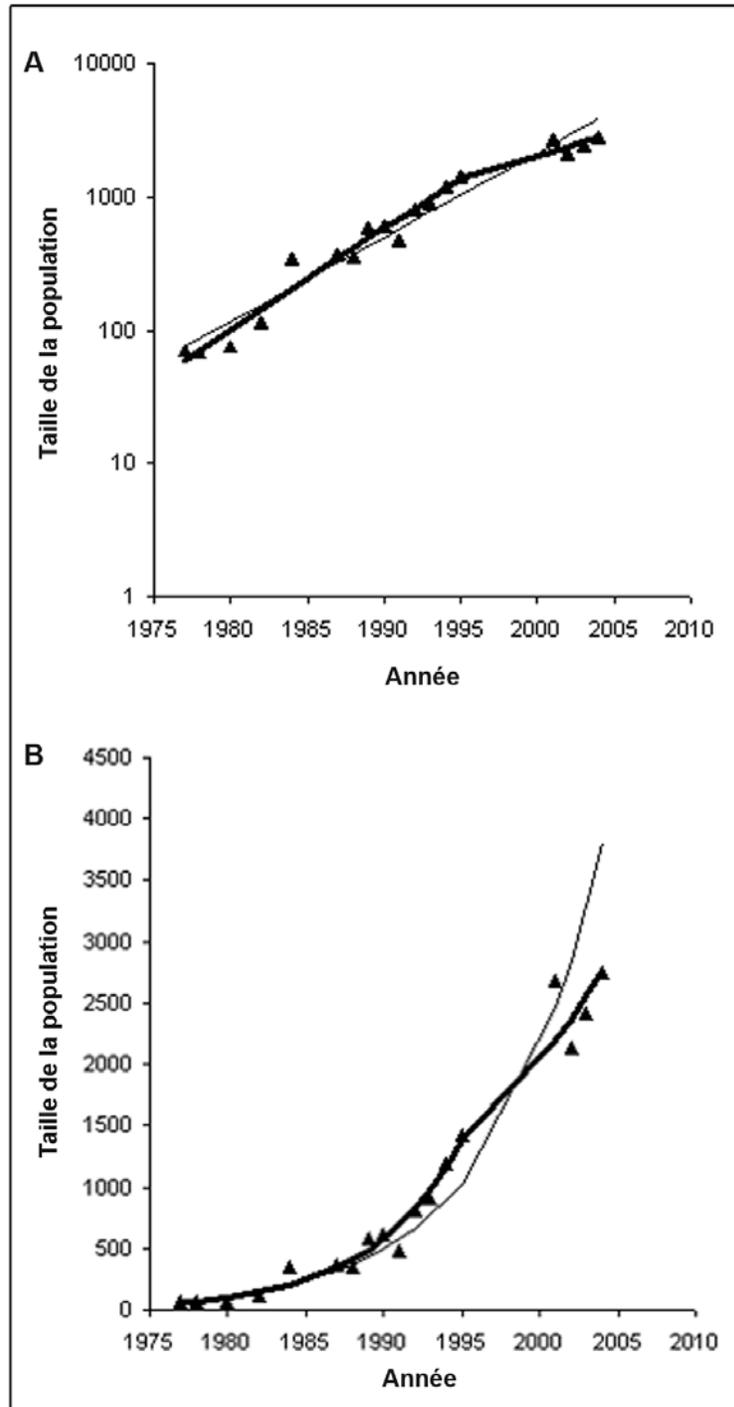


Figure 4. Tendence de la population de loutres de mer sur l'île de Vancouver. A) La ligne mince représente la régression logarithmique linéaire simple (taux de croissance annuel de 15,6 %; $r^2 = 0,950$; $n = 18$). La ligne épaisse représente la régression par morceaux (taux de croissance annuel de 19,1 % et de 8 % de 1995 à 2004; $r^2 = 0,975$, $n = 18$). B) La même tendance présentée sur une échelle ordinale. Données de Nichol *et al.* (2005).

À défaut de facteurs d'indépendance de la densité comme la prédation (p. ex. dans l'ouest de l'Alaska), la nourriture semble exercer une influence sur les populations de loutres de mer par des processus de dépendance de la densité qui entraînent l'accroissement du taux de mortalité juvénile. Lorsque le nombre de loutres de mer dans un secteur augmente et que la nourriture devient limitée, la densité d'équilibre (K) dans ce secteur est maintenue par la mortalité et l'émigration (Estes, 1990). Les hauts taux de croissance initiaux de 17 p. 100 à 20 p. 100 ($\sim r_{max}$ pour l'espèce) et le ralentissement ultérieur de la croissance, car des portions de la population atteignent un équilibre, caractérisent les populations de loutres de mer réintroduites (Estes, 1990). Certaines parties de la population près du centre de l'aire de répartition de l'île de Vancouver ont atteint un équilibre depuis le milieu des années 1990, et d'autres zones ont maintenant atteint la densité d'équilibre ou sont sur le point de l'atteindre, ce qui semble indiquer que les facteurs liés à la densité peuvent, du moins en partie, expliquer la diminution du taux de croissance de la population le long de l'île de Vancouver (Watson *et al.*, 1997; Nichol *et al.*, 2005). Toutefois, les dénombrements de 2001 à 2004 ont peut-être été influencés par les conditions de relevés qui étaient en général moins bonnes que celles dans lesquelles ont été effectués les relevés de 1988 à 1995, et d'autres facteurs, tels que la mortalité ou la chasse illégale, peuvent avoir contribué au déclin du taux de croissance.

Les relevés sur la côte centrale de la Colombie-Britannique ont commencé en 1990 à la suite de l'observation de femelles accompagnées de leur petit en 1989 sur les îles Goose (British Columbia Parks, 1995; Watson *et al.*, 1997). Une régression logarithmique linéaire simple indique que la population sur la côte centrale a augmenté à un rythme de 12,4 p. 100 par année entre 1990 et 2004 (Nichol *et al.*, 2005) (figure 5). Ce taux de croissance estimé semble faible compte tenu de la superficie d'habitat inoccupé et disponible. Nichol *et al.* (2005) n'ont pas été en mesure d'expliquer ce faible taux de croissance, mais ils ont remarqué que l'ajustement de la courbe de régression était faible par rapport à celle de l'île de Vancouver.

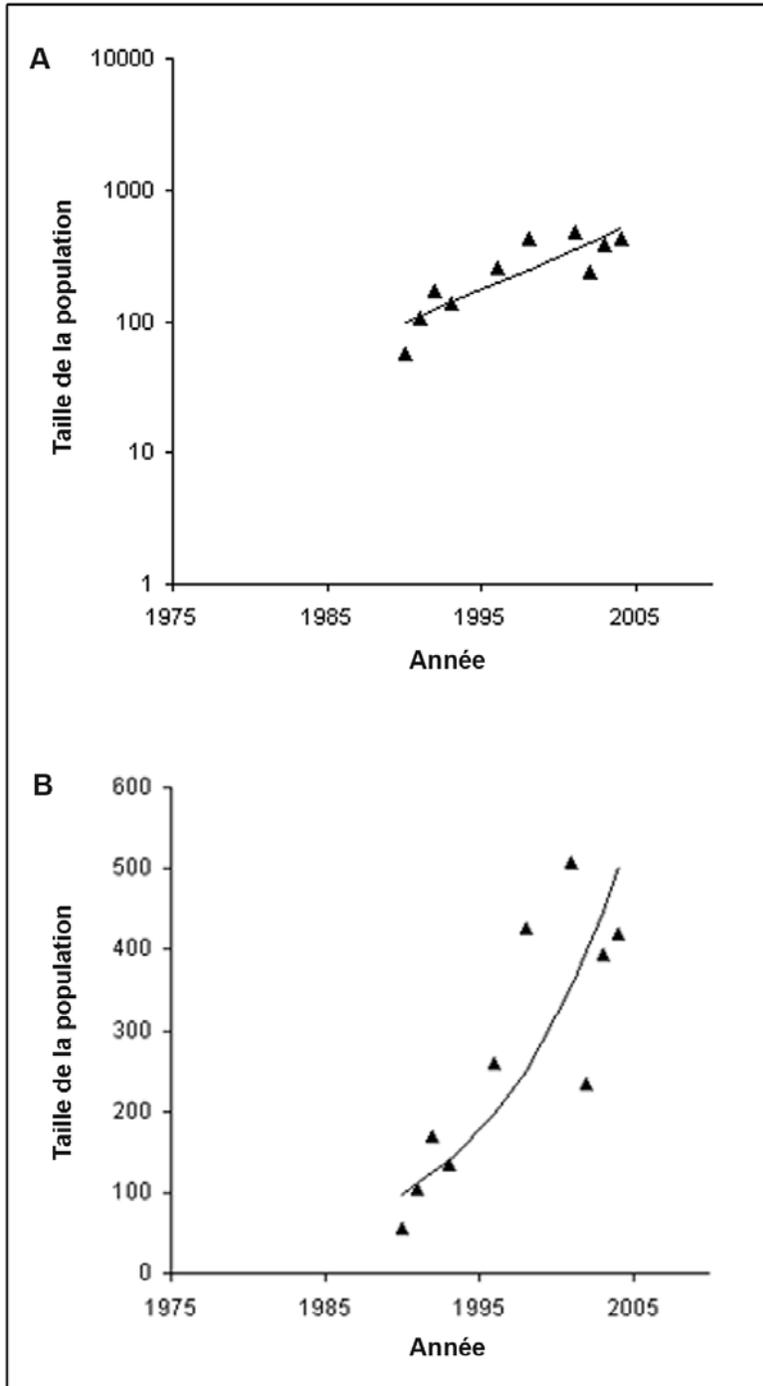


Figure 5. Tendence de la croissance de la population de loutres de mer le long du centre de la côte continentale. A) La ligne représente la régression logarithmique linéaire simple (taux de croissance annuel de 12,4 % de 1990 à 2004; $r^2 = 0,737$; $n = 10$). B) La même tendance présentée sur une échelle ordinale. Données de Nichol et al. (2005).

Effet d'une immigration de source externe

Les populations de loutres de mer dans l'État de Washington et dans le sud-est de l'Alaska ont une aire de répartition adjacente à la Colombie-Britannique. Cependant, en cas d'incident catastrophique ayant des conséquences généralisées sur la population canadienne de loutres de mer, tel qu'un déversement d'hydrocarbures, le déplacement et l'immigration d'individus en provenance de l'État de Washington ou du sud-est de l'Alaska (dont les populations sont actuellement en dessous de K) seraient peu probables. Ainsi, la dispersion des adultes à partir de populations adjacentes, en deçà de la densité d'équilibre, est peu probable, car les déplacements des loutres de mer sont très limités, elles présentent une fidélité au site et elles occupent de petits domaines vitaux (Jameson, 1989; Bodkin *et al.*, 2002). La colonisation des zones adjacentes inoccupées se produit en général lorsque les loutres de mer dans une zone occupée sont sur le point d'atteindre leur densité d'équilibre; les mâles se déplacent alors en masse dans un habitat inoccupé. Les femelles se déplacent une fois que les mâles ont exploré le territoire (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989).

Le modèle de rétablissement de la population à la suite de la marée noire de l'*Exxon Valdez* a été étudié dans deux sites insulaires dans le golfe du Prince William. La croissance de la population dans les sites souillés et non souillés par les hydrocarbures n'a pas découlé de la nouvelle répartition généralisée d'adultes provenant d'autres parties du golfe du Prince William, mais plutôt de la reproduction au sein de la population et de l'immigration de jeunes (Bodkin *et al.*, 2002).

FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

Les peuples autochtones pratiquaient la chasse de subsistance de la loutre de mer dans l'ensemble du Pacifique Nord, mais c'est le commerce maritime de la fourrure au XVIII^e et au XIX^e siècles qui a entraîné la disparition de l'espèce de la majeure partie de son aire de répartition. Les populations de loutres de mer se sont rétablies depuis lors, grâce aux populations reliques survivantes et aux individus, capturés dans ces populations, qui ont été réintroduits. En général, la disponibilité de l'habitat et de la nourriture est considérée comme le premier facteur limitant la croissance des populations de l'espèce, bien que la prédation soit actuellement le principal facteur dans l'ouest de l'Alaska (Riedman et Estes, 1990; Estes, 1990; Estes *et al.*, 1998; Doroff *et al.*, 2003).

Prédateurs

À part l'humain, les prédateurs de l'espèce sont notamment le Pygargue à tête blanche, *Haliaeetus leucocephalus* (Sherrod *et al.*, 1975), l'épaulard, *Orcinus orca* (Riedman et Estes, 1990; Estes *et al.*, 1998) et, du moins en Californie, le requin (Ames et Morejohn, 1980). Le Pygargue à tête blanche mange les carcasses des adultes et chasse les loutres de mer juvéniles vivantes. Dans les Aléoutiennes, les loutres de mer juvéniles représentent de 5 p. 100 à 20 p. 100 (selon leur fréquence) de l'alimentation

du Pygargue à tête blanche pendant la saison des naissances (Anthony *et al.*, 1999). En Colombie-Britannique, les causes de mortalité chez la loutre n'ont fait l'objet d'aucune étude, mais les carcasses de petits trouvées dans des nids de Pygargue semblent indiquer que la prédation par le Pygargue peut être une cause de mortalité importante chez les petits (Watson *et al.*, 1997).

Bien qu'il y ait quelques témoignages anecdotiques au sujet d'épaulards chassant des loutres de mer en Colombie-Britannique, il n'existe aucune indication que cette prédation constitue une cause importante de mortalité (Watson *et al.*, 1997). Les populations de pinnipèdes sont considérées comme abondantes en Colombie-Britannique et dans le sud-est de l'Alaska (Trites *et al.*, *sous presse*), contrairement à la population de loutres de mer de l'ouest de l'Alaska; il est donc peu probable que la prédation par l'épaulard cause un déclin des populations de loutres de mer. Toutefois, il importe de souligner que le déclin de la population de l'espèce dans les îles Aléoutiennes, causé en principe par la prédation par l'épaulard, est sans précédent dans les connaissances actuelles sur les populations de loutres de mer et qu'il s'est produit sur une période de temps très courte (moins de quinze années). L'un des défis à relever pour la conservation de l'espèce consiste à estimer avec précision la taille de la population et ainsi à déceler les tendances démographiques (Bodkin, 2003). La grande variation dans les dénombrements de loutres de mer explique la raison pour laquelle, pendant près de dix années, on n'a pas découvert le déclin dans les îles Aléoutiennes et même alors, ce déclin a été fortement discuté. Bodkin (2003) croit que, à mesure que les populations de loutres de mer atteignent leur densité d'équilibre, elles peuvent être contrôlées par de nouveaux facteurs différents (qui sont peu connus).

Maladies

On a répertorié en Alaska, dans l'État de Washington, en Californie et en Colombie-Britannique, une variété de maladies auxquelles les loutres de mer sont exposées (Thomas et Cole, 1996; Reeves, 2002; Lance *et al.*, 2004; Gill *et al.*, 2005; Shrubsole *et al.*, 2005). Jusqu'à maintenant, la mortalité causée par la maladie ne semble pas constituer une menace dans la plupart des populations de loutres de mer, sauf en Californie. Dans cet État, 40 p. 100 des carcasses rejetées sur les plages étaient des individus morts par suite de maladie; les maladies semblent toucher un grand nombre d'individus d'âge intermédiaire, ce qui peut constituer un facteur important pour expliquer le faible taux de croissance démographique observé (Thomas et Cole, 1996; Estes *et al.*, 2003b). L'émergence d'infections causées par le *Toxoplasma gondii* et le *Sarcocystis neurona* (deux agents pathogènes trouvés chez l'humain et chez les mammifères terrestres), pour lesquels la loutre de mer n'est pas considérée comme une espèce-hôte habituelle, est particulièrement préoccupante en Californie (Thomas et Cole, 1996; Estes *et al.*, 2003b). La présence du *T. gondii* et du *S. neurona* dans le milieu marin en Californie peut être liée aux eaux usées domestiques, aux écoulements urbains et au lessivage des terres cultivées qui transportent ces agents pathogènes dans les eaux côtières où ils infectent les espèces-proies consommées par la loutre de mer (Lafferty et Gerber, 2002; Miller *et al.*, 2002; Kreuder *et al.*, 2003).

Depuis 2000, les carcasses de loutres de mer rejetées sur les plages dans l'État de Washington sont examinées en vue d'établir la cause de mortalité (Lance *et al.*, 2004). Cette année-là, un individu sur six était mort d'une double infection par le *T. gondii* et le *S. neurona*. En 2002, parmi huit loutres de mer examinées, une était morte d'une infection par le *S. neurona*, et six étaient mortes d'une leptospirose. En 2004, deux individus examinés sur trois étaient morts d'une infection par le *S. neurona* et un individu était mort du virus de la maladie de Carré ou CDV (Canine Distemper Virus), le premier cas de CDV rapporté chez la loutre de mer, bien que 81 p. 100 des 32 loutres de mer capturées vivantes en 2000 et en 2001 aient été testées séropositives pour l'exposition aux *Morbillivirus*, tels que le CDV (Lance *et al.*, 2004).

En Colombie-Britannique, les carcasses rejetées sur les plages sont rarement récupérées parce qu'elles sont mangées par les aigles, les ours et les loups et parce que l'aire de répartition de la loutre de mer est isolée. Toutefois, en 2006, une loutre de mer de la côte ouest de l'île de Vancouver est morte d'une infection par le *S. neurona* (Raverty, comm. pers., 2006). Parmi 42 individus capturés vivants sur la côte de la Colombie-Britannique en 2003 et en 2004, 8 étaient séropositifs pour des *Morbillivirus* et 2 ont été testés positifs pour le *T. gondii* (Shrubssole *et al.*, 2005).

Biotoxines marines

La palourde jaune (*Saxidomus* spp.) et d'autres bivalves constituent une source d'alimentation importante pour la loutre de mer et peuvent accumuler la biotoxine responsable de l'intoxication paralysante par les mollusques (IPM) (Anderson, 1994). La mortalité massive de loutres de mer sur l'île Kodiak en 1987 a été attribuée en partie à l'IPM (DeGange et Vacca, 1989), ce qui laisse entendre que l'IPM représente peut-être une cause de mortalité dans les populations de l'espèce. La recherche semble indiquer que la loutre de mer peut détecter les concentrations toxiques de toxines paralysantes et ainsi éviter de manger des proies ayant une concentration toxique, à moins qu'il n'y ait pas d'autres proies (Kvitek et Bretz, 2004). L'acide domoïque, une biotoxine produite par certaines espèces de diatomées et d'algues marines, peut s'accumuler dans les invertébrés et les poissons filtreurs. Il a été identifié comme étant la cause de plusieurs mortalités massives d'oiseaux marins et d'otaries en Californie, et de loutres de mer dans le sud de l'aire de répartition (Kreuder *et al.*, 2003). La fréquence des cas d'IPM et d'intoxication par l'acide domoïque en Colombie-Britannique est surveillée, du moins pour permettre l'exploitation des pêches commerciales des bivalves et l'aquaculture des mollusques, mais l'effet de l'une ou l'autre de ces toxines sur la population de loutres de mer dans cette province est inconnu.

Menaces

Les menaces pesant sur l'espèce sont notamment la contamination de l'environnement, l'emmêlement dans les filets de pêche et les collisions avec les bateaux, la chasse illégale, les maladies et, peut-être, les perturbations causées par l'humain.

Contamination de l'environnement – déversements d'hydrocarbures

Le pétrole constitue une menace importante qui pèse sur la loutre de mer. Il détruit les propriétés imperméables de la fourrure de l'espèce, ce qui élimine la couche d'air et réduit ainsi l'isolation de 70 p. 100; cela peut entraîner l'hypothermie et la mort (Costa et Kooyman, 1982; Williams *et al.*, 1988). Lorsqu'une loutre de mer est mazoutée, elle fait sa toilette de façon obsessionnelle et arrête de se nourrir, de se reposer et de se s'occuper des jeunes (Ralls et Siniff, 1990). De plus, en se nettoyant, la loutre ingère des hydrocarbures et inhale des vapeurs volatiles de pétrole qui provoquent des lésions aux organes internes. Il existe des méthodes pour nettoyer et soigner les loutres de mer, mais elles sont coûteuses et les avantages pour les populations sont douteux (Estes, 1991; Williams et Davis, 1995).

Plusieurs caractéristiques de comportement prédisposent l'espèce à l'exposition aux hydrocarbures. De façon générale, les mâles et les femelles se rassemblent séparément; dans chaque regroupement, ils forment des groupes comptant jusqu'à 200 individus et se reposent. Un grand nombre de loutres peuvent ainsi être mazoutées simultanément. Par ailleurs, les loutres se rassemblent souvent dans des peuplements d'algues brunes ou à proximité de ceux-ci, lesquels accumulent et retiennent les hydrocarbures (Ralls et Siniff, 1990). Les loutres peuvent par conséquent être exposées en permanence aux hydrocarbures par l'ingestion de proies contaminées (p. ex. des moules) longtemps après que le déversement ait eu lieu (Bodkin *et al.*, 2002).

Le 23 décembre 1988, le chaland-citerne *Nestucca* a été éventré par son remorqueur et a déversé 875 000 litres de mazout lourd dans les eaux au large de Gray's Harbour, dans l'État de Washington (Waldichuk, 1989). En sept jours, le mazout s'est étendu vers le nord jusqu'au cap St. James, dans les îles de la Reine-Charlotte, et s'est propagé dans l'ensemble de l'aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique. La dispersion du mazout de ce déversement, qui a causé la mort d'au moins une loutre de mer en Colombie-Britannique, montre la vulnérabilité de cette population de loutres de mer face aux déversements d'hydrocarbures (Watson, 1990). La marée noire du *Nestucca*, qui a eu un effet sur les populations dans l'État de Washington et en Colombie-Britannique, semble indiquer que, dans le cas d'un déversement catastrophique d'hydrocarbures, il est probable que les populations de loutres adjacentes soient également touchées.

Les principales causes de nappes d'hydrocarbures dans les eaux de la Colombie-Britannique sont les pétroliers, les barges, les réservoirs de carburants et les cales des navires, les stations côtières de ravitaillement et les industries côtières (Shaffer *et al.*, 1990). Au début des années 1990, il y avait 7 000 passages par année de navires de charge et de pétroliers le long de la côte de la Colombie-Britannique, dont au moins 1 500 trajets de pétroliers à destination ou en provenance de l'Alaska; chaque année, plus de 350 pétroliers chargés entraient dans le détroit de Juan de Fuca (Burger, 1992).

Élaborés dans les années 1980, des modèles de risque pour le sud de la Colombie-Britannique et l'État de Washington ont produit les prévisions suivantes quant à la fréquence des déversements d'hydrocarbures : les déversements de pétrole brut ou de combustible de soute de plus de 159 000 litres (1 000 barils) pourraient se produire toutes les 2,5 années, et les déversements de n'importe quel type de produits pétroliers de plus de 159 000 litres (1 000 barils) pourraient avoir lieu chaque 1,3 année (Cohen et Aylesworth, 1990). D'ailleurs, la fréquence réelle des déversements importants qui ont touché la Colombie-Britannique entre 1974 et 1991 était relativement proche de la fréquence prédite (Burger, 1992). En plus des déversements importants, les petits déversements chroniques sont également préoccupants. Environnement Canada suit de près tous les déversements de plus de 1 113 litres (7 barils). Il y a au moins 15 déversements de la sorte à signaler chaque année le long de la côte ouest de l'île de Vancouver (Burger, 1992). Les incidences de la contamination de ce type de petits déversements chroniques sur les populations de loutres de mer sont inconnues.

Le transport actuel d'hydrocarbures le long de la côte de la Colombie-Britannique constitue une menace importante qui pèse sur la population de loutres de mer de cette province en raison de sa petite taille et de son aire de répartition limitée. Un projet récent d'exploitation destiné à la livraison de pétrole brut par pétroliers de Kitimat, en Colombie-Britannique, aux marchés de l'Asie du Pacifique et de la Californie accroît les probabilités qu'un déversement important d'hydrocarbures se produise dans cette province. Il y a également des propositions visant à permettre le forage pétrolier et gazier dans le détroit d'Hécate et dans le bassin de la Reine-Charlotte, ce qui pourrait aussi augmenter la menace d'un déversement d'hydrocarbures (Ministry of Energy Mines and Petroleum Resources de la Colombie-Britannique).

Au cours du printemps 1989, le pétrolier *Exxon Valdez* s'est échoué dans le golfe du Prince William, en Alaska, déversant ainsi 42 millions de litres de pétrole brut. Près de 1 000 carcasses de loutres de mer ont été repêchées, mais l'estimation de la mortalité totale a été d'environ 2 650 individus (Garrott *et al.*, 1993) à 3 905 individus (DeGange *et al.*, 1994). Les études ultérieures à ce déversement ont mis en évidence les conséquences à long terme du pétrole. La modélisation des populations a montré des taux de survie inférieurs dans toutes les classes d'âge au cours des 9 années qui ont suivi le déversement et indiqué que la population de loutres de mer du golfe du Prince William ne s'est pas encore rétablie complètement (Monson *et al.*, 2000b). De plus, des concentrations élevées de cytochrome P4501A, un biomarqueur de l'exposition aux hydrocarbures, sont encore présentes dans les échantillons sanguins des loutres qui vivent dans les zones qui ont été fortement mazoutées, ce qui semble indiquer que l'exposition se poursuit (Bodkin *et al.*, 2002).

Des expériences en milieu contrôlé effectuées sur des visons d'Amérique (*Mustela vison*) ont montré les incidences du pétrole sur la reproduction de ces mustélidés. Des visons femelles ont reçu de faibles doses de pétrole brut et de mazout brut pour simuler les concentrations de résidus mesurées dans les invertébrés du golfe du Prince William quatre ans après le déversement de l'*Exxon Valdez*. Ces femelles ont donné naissance à beaucoup moins de visonneaux que celles du groupe témoin.

De plus, les visonneaux femelles nés d'une mère exposée avaient un faible taux de survie au sevrage; ceux qui ont survécu avaient un taux de succès de reproduction inférieur à ceux du groupe témoin (Mazet *et al.*, 2001).

Contamination de l'environnement – autres contaminants

Les concentrations de contaminants organochlorés n'ont pas été mesurées chez les loutres de mer de la Colombie-Britannique. Toutefois, les concentrations de polychlorés biphényles (PCB), de pesticides organochlorés, notamment le DDT, et de butylétain ont été mesurées chez les loutres de mer de la Californie, de l'État de Washington et d'Alaska (Bacon *et al.*, 1999; Kannan *et al.*, 2004; Lance *et al.*, 2004). Les concentrations de PCB étaient supérieures chez les loutres alaskiennes des Aléoutiennes (309 µg/kg, poids frais) par rapport à celles chez les loutres de la Californie (185 µg/kg; poids frais) et du sud-est de l'Alaska (8 µg/kg; poids frais) (Bacon *et al.*, 1999). Les concentrations totales de DDT étaient plus élevées chez les loutres de mer de la Californie (850 µg/kg; poids frais) que chez les individus des Aléoutiennes (40 µg/kg; poids frais) et du sud-est de l'Alaska (1 µg/kg; poids frais). Les concentrations de PCB chez les loutres de mer de la Californie et des îles Aléoutiennes sont considérées comme préoccupantes étant donné que des concentrations semblables ont entraîné l'infécondité chez le vison, une espèce étroitement liée à la loutre de mer (Risebrough, 1984 *in* Riedman et Estes, 1990). Même si les concentrations de DDT mesurées chez les individus de la Californie n'ont pas été considérées comme étant exceptionnellement élevées par rapport à celles chez d'autres mammifères marins (Bacon *et al.*, 1999), la réduction de l'immunocompétence constitue un effet secondaire bien documenté des contaminants chez les mammifères marins et est considérée comme un facteur possible de l'augmentation du taux de mortalité causée par les maladies dans la population sud de loutres de mer (Thomas et Cole, 1996; Reeves, 2002; Ross, 2002). Parmi un petit échantillon de carcasses rejetées sur les plages californiennes récupérées aux fins d'analyse des contaminants, les individus morts de maladies infectieuses contenaient en moyenne des concentrations plus élevées de butylstannanes (composants de la peinture antisalissure) et de DDT que les individus morts de traumatismes et de causes inconnues (Kannan *et al.*, 1998; Nakata *et al.*, 1998).

Conflits avec les pêches

La loutre de mer peut limiter l'abondance de ses proies et exercer une influence sur la répartition et la taille de celles-ci (Morris *et al.*, 1979; idem, 1981; Breen *et al.*, 1982; Watson, 1993; Watson et Smith, 1996). En présence de loutres de mer, il est peu probable que les invertébrés atteignent une densité ou une taille exploitable sur le plan commercial. En réalité, les pêches commerciales d'invertébrés infratidaux en Colombie-Britannique, tels que la panope (*Panopea abrupta*), l'oursin (*Strongylocentrotus* spp.), le concombre de mer (*Parastichopus californianus*) et le crabe dormeur (*Cancer magister*), ont probablement été rendues possibles en raison de la disparition des loutres de mer, des nouvelles techniques de plongée et de la croissance des marchés internationaux (Watson et Smith, 1996). La loutre de mer influe également sur

l'abondance et sur la taille des bivalves, et sur les pêches de subsistance, commerciale et récréative. Étant donné que l'aire de répartition de la loutre de mer s'est étendue, les préoccupations au sujet de la durabilité des ressources d'invertébrés du côté des pêcheurs des Premières nations et des pêcheurs commerciaux et récréatifs se sont intensifiées et ont mené à des demandes visant à réglementer ou à limiter la croissance des populations de loutres de mer.

Emmêlement dans les filets de pêche et collisions avec les bateaux

En Alaska, en Californie, dans l'État de Washington et au Japon, des loutres de mer se sont retrouvées emmêlées dans les engins de pêche et y sont demeurées piégées (Rotterman et Simon-Jackson, 1988; USFWS, 2003; Lance *et al.*, 2004; Hattori *et al.*, 2005). Des individus morts par suite d'emmêlement dans les filets de pêche ou de pêcheries de saumon ont été signalés, en particulier dans le centre et l'ouest de l'Alaska durant les années 1970 et 1980. À la fin des années 1980, des inquiétudes ont été soulevées quant au fait que le nombre de cas pourrait être considérable et croissant (Rotterman et Simon-Jackson, 1988). Chez la loutre de mer, les taux élevés de mortalité causée par l'emmêlement dans des filets maillants installés dans l'eau à des profondeurs inférieures à 30 mètres constituaient un grave problème en Californie à la fin des années 1970 et au début des années 1980. De nos jours, des restrictions sur la pêche au filet dans l'aire de répartition de la loutre de mer en Californie sont en vigueur (USFWS, 2003). Dans l'État de Washington, la pêche conventionnelle au filet maillant est permise dans l'aire de répartition de l'espèce. Les emmêlements et la mortalité sont rarement signalés, mais ils pourraient devenir plus fréquents à mesure que les effectifs et l'aire de répartition de la loutre de mer s'accroissent (Gerber et VanBlaricom, 1998; Lance *et al.*, 2004). La mortalité accessoire liée aux pièges installés pour la pêche au crabe a été observée en Californie et en Alaska, mais aucune loutre prise au piège n'a été signalée jusqu'à maintenant dans l'État de Washington (Bodkin, 2003; Lance *et al.*, 2004).

L'ampleur de la noyade accessoire des loutres de mer prises dans des filets de pêche en Colombie-Britannique n'a pas été étudiée, même si, en ce moment, le chevauchement géographique semble limité entre l'aire de répartition de l'espèce et les zones de pêche au filet, sauf peut-être dans le détroit de la Reine-Charlotte. Toutefois, il y a un chevauchement important entre l'aire de répartition de l'espèce et les zones de pêche au crabe, et il existe des signalements anecdotiques au sujet de loutres de mer noyées dans des casiers à crabe commerciaux (J. Watson, données inédites). Étant donné que l'aire de répartition de la loutre de mer continue de s'élargir, il pourrait y avoir un plus grand chevauchement entre son aire de répartition et les zones de pêche au filet et au casier. L'accroissement de la conchyliculture pourrait entraîner certaines interactions (p. ex. l'emmêlement dans les filets de pêche) et devenir ainsi une préoccupation.

Les incidents liés aux collisions avec les bateaux n'ont pas fait l'objet d'études en Colombie-Britannique, mais sont signalés dans d'autres régions. Sur 105 carcasses de loutres de mer rejetées sur les plages et examinées entre 1998 et 2001 en Californie,

ce type de collisions était la cause primaire de mortalité de 5 loutres de mer (Kreuder *et al.*, 2003). Ces collisions sont également rapportées en Alaska (Rotterman et Simon-Jackson, 1988). En Colombie-Britannique, l'existence ou la fréquence des collisions avec les bateaux n'a pas fait l'objet de recherches, quoique Watson *et al.* (1997) mentionnent un incident mortel dont la cause probable est ce type de collision. Bien que l'importance des collisions avec les bateaux comme cause de mortalité soit inconnue pour la population de loutres de mer de cette province, la fréquence de ce type d'incidents pourrait augmenter étant donné que l'espèce s'étend dans plus de zones situées près de l'habitat humain.

Chasse illégale

La chasse illégale a lieu en Colombie-Britannique et aurait lieu dans d'autres régions (Rotterman et Simon-Jackson, 1988; Bodkin, 2003). La loutre de mer est chassée légalement et illégalement dans d'autres compétences pour sa fourrure et dans le but de réduire ses incidences sur les populations d'invertébrés. Il n'existe aucune estimation de l'ampleur de cette cause de mortalité en Colombie-Britannique, mais au moins cinq carcasses de loutres de mer abattues, puis dépouillées, ont été signalées ou récupérées sur l'île de Vancouver, ce qui semble indiquer que la chasse illégale pourrait constituer une nouvelle menace (données inédites de Pêches et Océans Canada).

Perturbations causées par les humains

En Colombie-Britannique, les loutres de mer se méfient généralement des humains; les rassemblements d'individus sont souvent difficiles à approcher et sont facilement perturbés par le passage des bateaux. Les femelles accompagnées de leur petit sont plus sensibles aux perturbations, mais les groupes de mâles souvent exposés au passage des bateaux semblent toutefois être capables de s'y habituer et les mâles seuls sont ceux qui se font le mieux à la présence des bateaux. En général, les conséquences liées aux humains habitant dans des zones côtières (le bruit et la présence de gens) ou conduisant des bateaux à proximité de loutres de mer ne semblent pas constituer une préoccupation majeure en ce moment. Certes, des observations faites en Californie, dans la baie de Monterey par exemple, indiquent que la loutre de mer est capable de s'habituer à l'activité humaine (voir, par exemple, Woolfenden, 1995).

Maladies émergentes

Les maladies constituent une menace potentielle. En Californie, le nombre élevé de morts parmi les loutres de mer d'âge adulte par suite d'infection au *Toxoplasma gondii* ou au *Sarcocystis neurona* (des agents pathogènes présumés d'origine terrestre) peut être lié aux eaux usées et au lessivage des terres agricoles (Miller *et al.*, 2003). Ces agents pathogènes ont été trouvés dans la population de loutres de mer de la Colombie-Britannique (Shrubsole *et al.*, 2005; Raverty, comm. pers., 2006).

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Ayant presque disparu, la loutre de mer a connu un rétablissement remarquable, principalement en raison des mesures législatives de protection, de l'abondance d'habitats convenables inoccupés et des réintroductions réussies (Mason et MacDonald, 1990). Bien que les populations de loutres de mer aient fait preuve d'une capacité de rétablissement, les déclinés phénoménaux dans l'ouest de l'Alaska montrent que les populations peuvent subir un déclin de façon rapide et inattendue.

La loutre de mer est considérée comme une espèce clé ayant une forte influence écologique sur les communautés marines du littoral et sur le cycle vital de ses proies (Estes et Palmisano, 1974; Estes *et al.*, 2005). Elle réduit la pression de broutage en chassant des invertébrés herbivores, en particulier l'oursin vert. Ainsi, cela permet au varech de croître et, par le fait même, cela transforme la communauté dominée par des brouteurs où il y a peu de varechs en une communauté qui assure la subsistance du varech, et des populations de poissons et d'invertébrés qui y sont associées (Breen *et al.*, 1982; Watson, 1993; Estes et Duggins, 1995). La recherche dans les îles Aléoutiennes montre que, en raison du dioxyde de carbone éliminé par le varech, les communautés dominées par les loutres de mer sont deux ou trois fois plus productives que celles d'où l'espèce est absente (Duggins *et al.*, 1989). De plus, ces communautés subviennent aux besoins d'une plus grande abondance de poissons et d'une plus grande diversité d'espèces de poissons (Reisewitz *et al.*, 2006).

La loutre de mer jouit d'un bon capital de sympathie auprès du public en raison de son apparence de petit ourson, de la disparition qu'elle a évitée de justesse, de son rôle dans l'organisation des communautés du littoral rocheux, de son importance historique et de sa vulnérabilité face aux déversements d'hydrocarbures. Elle suscite l'intérêt croissant de l'industrie touristique liée à l'observation des espèces sauvages au Canada étant donné que les gens sont maintenant plus conscients de sa présence sur la côte ouest du pays. Cette espèce vit bien en captivité, quoique sa reproduction soit difficile, et est très aimée dans les zoos et les aquariums. Elle est le seul mammifère autre que les primates à utiliser des outils pour briser la coquille dure de ses proies invertébrées.

La loutre de mer se nourrit d'invertébrés et peut limiter l'abondance d'un grand nombre de ces espèces. Plus la population de loutres de mer s'accroîtra, plus la controverse autour de cette espèce et de la disponibilité des invertébrés pour les pêcheurs des Premières nations et les pêcheurs commerciaux et récréatifs augmentera (Watson et Smith, 1996).

PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT

Au Canada, la *Loi sur les pêches* et la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) s'appliquent à la loutre de mer. Aux termes de la LEP, la loutre de mer est légalement inscrite à la catégorie « menacée » depuis 2003, ce qui interdit de la tuer, de la blesser, de la harceler, de la capturer et de la prendre. En vertu de la *Loi sur les pêches*, il est

interdit de prendre ou de perturber la loutre de mer et des dispositions protègent son habitat. De plus, des modifications au *Règlement sur les mammifères marins* dans la *Loi sur les pêches* sont actuellement élaborées dans le but d'améliorer la protection des mammifères marins contre les activités humaines sans valeur de consommation. La *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique et ses règlements d'application fournissent également un cadre pour empêcher que la loutre de mer soit chassée, piégée ou tuée. Toutefois, la chasse par les peuples autochtones à des fins de subsistance, sociales ou cérémonielles pourrait être limitée là où la violation des droits ancestraux pour des motifs de conservation ne serait pas justifiée. Cette chasse à la loutre de mer devrait être autorisée par un permis délivré en vertu de la *Loi sur les pêches* sous réserve d'un avis adressé à Pêches et Océans Canada prouvant que la survie ou le rétablissement de l'espèce ne seront pas mis en péril.

En 1981, le gouvernement de la Colombie-Britannique a créé la réserve écologique de la baie Checleset au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. Il s'agit d'une aire protégée provinciale qui comprend 33 321 hectares d'habitat marin (3 p. 100 de la zone d'occurrence de la loutre de mer au Canada) et qui constitue la seule zone désignée expressément pour protéger l'habitat de la loutre de mer (Jamieson et Lessard, 2000). À l'heure actuelle, Pêches et Océans Canada interdit la pêche d'invertébrés dans la réserve, notamment de la panope, de la fausse-mactre, des oursins rouges ou verts, et des holothuries.

La loutre de mer est protégée depuis 1911 en vertu du Traité international sur le phoque à fourrure, signé par les États-Unis, le Japon et la Grande-Bretagne (pour le Canada). Aux États-Unis, la protection de la loutre de mer a été consolidée en raison de l'adoption de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) de 1972. En vertu de cette loi, il est interdit de harceler, de chasser, de capturer ou de tuer la loutre de mer, ou de tenter de la harceler, de la chasser, de la capturer ou de la tuer. Des dispositions de la MMPA permettent toutefois aux peuples autochtones de l'Alaska de la chasser à des fins de subsistance ou de création d'articles artisanaux et d'articles vestimentaires autochtones authentiques. Des permis spéciaux permettent la prise de la loutre de mer pour la recherche, l'exposition publique et la photographie à des fins éducatives ou commerciales, et la prise accessoire liée aux pêches commerciales (USFW, données non disponibles).

Au Canada, la loutre de mer a été désignée « en voie de disparition » par le COSEPAC en avril 1978. Son statut a été réévalué et confirmé, et l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en avril 1986 et redésignée « menacée » en avril 1996. Une réévaluation du statut a confirmé que l'espèce était « menacée » en mai 2000. En avril 2007, son statut a été réévalué et l'espèce a été désignée « préoccupante »

Le centre de données sur la conservation de la Colombie-Britannique a désigné la loutre de mer comme étant en sécurité à l'échelle mondiale (*secure globally*). Toutefois, le gouvernement de cette province l'a inscrite à la Liste rouge et lui a attribué la cote provinciale S2 (S = statut provincial; 2 = en péril [*imperiled*]) parce que la population de la Colombie-Britannique est de petite taille et a une aire de répartition limitée, selon Watson *et al.* (1997) (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2005).

Dans l'État de Washington, la loutre de mer est inscrite à la catégorie « en voie de disparition dans l'État » (« *State Endangered* ») en vertu de la *Special Species Policy*. Cependant, seules les loutres de mer se trouvant en Californie et dans l'ouest de l'Alaska sont inscrites à la liste nationale en vertu de la *Endangered Species Act* (ESA), une loi fédérale des États-Unis. Aux termes de l'ESA, les loutres de mer de la Californie, la sous-espèce *Enhydra lutris nereis*, et la portion de la population distincte de l'ouest de l'Alaska, la sous-espèce *Enhydra lutris kenyoni*, sont inscrites à la catégorie « menacée » (« *Threatened* ») (Lance *et al.*, 2004).

L'UICN (Union mondiale pour la nature) a inscrit l'espèce à la catégorie « en voie de disparition » (*Endangered*) en raison d'un déclin observé allant jusqu'à 90 p. 100 au cours de 10 dernières années. Cette inscription est le résultat du déclin phénoménal de la population dans l'ouest de l'Alaska, une région qui représentait auparavant la majeure partie de l'aire de répartition de la population mondiale de loutres de mer, du faible rétablissement en Californie et des données insuffisantes sur la population en Russie, laquelle semble menacée par le braconnage (UICN, 2004.).

La loutre de mer fait partie de l'annexe II de la CITES, mais la sous-espèce du sud (*Enhydra lutris nereis*) figure à l'annexe I. L'annexe I comprend les espèces menacées de disparition, dont la CITES interdit le commerce international. L'annexe II est une liste des espèces qui ne sont pas nécessairement menacées de disparition immédiate, mais qui peuvent le devenir si le commerce n'est pas étroitement surveillé (CITES, données non disponibles).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Enhydra lutris

Loutre de mer

Sea otter

Répartition au Canada : Océan Pacifique

Information sur la répartition	
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Superficie de la zone d'occurrence (km²) au Canada</i> La superficie couvre les eaux côtières de la côte ouest de l'île de Vancouver et de la côte centrale de la Colombie-Britannique où la présence de la loutre de mer a été confirmée d'après des relevés dirigés et les connaissances traditionnelles autochtones. Les individus observés seuls à l'extérieur de l'aire de répartition occupée en permanence ne sont pas pris en compte. L'aire est calculée depuis le rivage jusqu'à la courbe isobathe de 50 m, sans compter les anses profondes. 	10 000 km ²
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue).</i> 	En croissance
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Superficie de la zone d'occupation (km²)</i> Identique à la zone d'occurrence 	10 000 km ²
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue).</i> 	En croissance
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur > 1)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Nombre d'emplacements actuels connus ou inférés.</i> 	2
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Préciser la tendance du nombre d'emplacements (en déclin, stable, en croissance, inconnue).</i> 	Aucune
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements (ordre de grandeur > 1)?</i> 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Tendances en matière d'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue).</i> 	En croissance
Information sur la population	
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population : indiquer en années, en mois, en jours, etc.).</i> Âge à la première mise bas = 3, longévité = de 15 à 20, durée d'une génération = de 3 + 0,33(15-3) à 3 + 0,33(20-3) 	De 7 à 9 années
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Nombre d'individus matures (reproducteurs) au Canada (ou préciser une gamme de valeurs plausibles).</i> Aucune donnée pouvant servir à produire une table de survie n'existe pour la Colombie-Britannique. La portion d'adultes représenterait 50 % de la population totale, d'après les estimations de l'âge des individus à leur première reproduction chez d'autres populations de loutres de mer. 	Environ 1 600 adultes
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Tendance de la population quant au nombre d'individus matures en déclin, stable, en croissance ou inconnue.</i> D'après Watson <i>et al.</i> (1997) et Nichol <i>et al.</i> (2005), les données sur la population indiquent que la population est en croissance. 	Île de Vancouver 18,6 % année ¹ (de 1977 à 1995) 15,6 % année ¹ (de 1977 à 2004), ou 19,1 % année ¹ (de 1977 à 1995) 8 % année ¹ (de 1995 à 2004) Côte de la Colombie-Britannique 12,4 % année ¹ (de 1990 à 2004)

<ul style="list-style-type: none"> • S'il y a déclin, % du déclin au cours des dernières/prochaines dix années ou trois générations, selon la plus élevée des deux valeurs (ou préciser s'il s'agit d'une période plus courte). 	Aucun depuis les dix dernières années
<ul style="list-style-type: none"> • Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur > 1)? 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • La population totale est-elle très fragmentée (la plupart des individus se trouvent dans de petites populations, relativement isolées [géographiquement ou autrement] entre lesquelles il y a peu d'échanges, c.-à-d. migration réussie de ≤ 1 individu/année)? 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • Préciser la tendance du nombre de populations (en déclin, stable, en croissance, inconnue). 	S.O.
<ul style="list-style-type: none"> • Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations (ordre de grandeur > 1)? 	Aucune au Canada
<ul style="list-style-type: none"> • Énumérer les populations et donner le nombre d'individus matures dans chacune : une estimation brute fondée sur 50 % de la population reproductrice pourrait se chiffrer à 1 350 individus sur l'île de Vancouver et à 250 individus sur la côte centrale. 	
Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)	
La contamination de l'environnement, en particulier les déversements d'hydrocarbures, l'enchevêtrement dans les engins de pêche, les collisions avec les bateaux et la chasse illégale.	
Effet d'une immigration de source externe	
<ul style="list-style-type: none"> • L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)? Endangered Species Act des États-Unis : Californie – menacée (<i>Threatened</i>), stock du sud-ouest de l'Alaska – menacée (<i>Threatened</i>), politique spéciale de l'État sur les espèces – Washington – en voie de disparition (<i>Endangered</i>) 	
<ul style="list-style-type: none"> • Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? 	Oui, mâles errants
<ul style="list-style-type: none"> • Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? 	Oui
<ul style="list-style-type: none"> • Y a-t-il suffisamment d'habitats disponibles au Canada pour les individus immigrants? 	Oui
<ul style="list-style-type: none"> • La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle? 	Une immigration de source externe est peu probable, car les loutres de mer ne migrent pas, elles sont très fidèles à leur site et elles occupent des domaines vitaux relativement petits qui se chevauchent.
Analyse quantitative	Aucune disponible
Statut existant	
COSEPAC : menacé (2000) préoccupante (2007)	

Statut et justification de la désignation

Statut : Espèce préoccupante	Code alphanumérique : S.O.
Justification de la désignation : Cette espèce était disparue de la Colombie-Britannique en raison du commerce de sa fourrure dès le début des années 1900 et a fait l'objet d'une réintroduction de 1969 à 1972. Elle a depuis repeuplé de 25 à 33 % son aire de répartition historique en Colombie-Britannique, mais n'est toujours pas complètement en sécurité. Les effectifs sont faibles (moins de 3 500 individus) et nécessitent une étroite surveillance. La sensibilité de l'espèce aux hydrocarbures et sa proximité à d'importants trajets maritimes de pétroliers la rendent particulièrement vulnérable à des déversements d'hydrocarbures.	
<u>Applicabilité des critères</u>	
Critère A (Population globale en déclin) : La population a augmenté à un taux de 8 % à 19 % par année depuis le début des relevés en 1977. Le taux de croissance a ralenti au cours des dernières années.	
Critère B (Petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : La zone d'occurrence est inférieure à 20 000 km ² , mais la population ne connaît pas de déclin ni de fluctuation.	
Critère C (Petite population globale et déclin) : La population compte environ 3 200 individus dont la moitié sont présumés matures (environ 1 600 individus). La taille de la population est petite, mais il n'y a aucun déclin ni aucune fluctuation.	
Critère D (Très petite population ou aire de répartition limitée) : La population compte plus de 1 000 individus matures.	
Critère E (Analyse quantitative) : Aucune analyse n'a été entamée.	

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Nous remercions Roger Dunlop et Michael Jacobs, biologistes des pêches au sein du Nuuchah-nulth Tribal Council/Uu-a-thluk de leur aide concernant les connaissances traditionnelles autochtones, et Josie Osborne de RedFishBlueFish Consulting, et de Anne Stewart, du Bamfield Marine Sciences Centre, de nous avoir fourni les résultats de relevés et les données d'observations qu'elles ont recueillies en collaboration avec les collectivités des Premières nations de la côte ouest de l'île de Vancouver et le Nuuchah-nulth Tribal Council (NTC). Ce dernier représente les quatorze Premières nations suivantes : Ditidaht, Huu-ay-aht, Hupacasath, Tse-shaht, Uchucklesaht, Ahousaht, Hesquiaht, Tla-o-qui-aht, Toquaht, Ucluelet, Ehattesaht, Kyuquot/Cheklesah, Mowachat/Muchalaht et Nuchatlaht. Brian Gisborne a fourni les dénombrements historiques de la loutre de mer en Colombie-Britannique avant sa réintroduction et a gracieusement permis l'utilisation de ses photographies. Le financement pour la préparation du présent rapport de situation a été fourni par Environnement Canada. Nous remercions les personnes suivantes qui ont révisé le rapport intermédiaire et qui l'ont commenté : Jim Bodkin, Tom Brown, Laurie Convey, Brigitte DeMarche, John Ford, Elsa M. Gagnon, Mark Hipfner, Michael Kingsley, Randall Reeves, Andrew Trites et Hal Whitehead.

SOURCES D'INFORMATION

- Ames, J.A., et G.V. Morejohn. 1980. Evidence of white shark, *Carcharodon carcharias*, attacks on sea otters, *Enhydra lutris*, *California Fish and Game* 66: 196-209
- Anderson, D.M. 1994. Red Tides, *Scientific American* 271: 62-69.
- Anthony, R.G., A.K. Miles, J.A. Estes et F.B. Isaacs. 1999. Productivity, diets, and environmental contaminants in nesting bald eagles from the Aleutian Archipelago, *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:2054-2062.
- Bacon, C.E., W.M. Jarman, J.A. Estes, M. Simon et R.J. Norstrom. 1999. Comparison of organochlorine contaminants among sea otters (*Enhydra lutris*) populations in California and Alaska, *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 452-458.
- Barrett-Lennard, L. Comm. pers. 2003. Correspondance écrite et verbale avec L. Nichol., Novembre 2004, chercheur scientifique, Vancouver Aquarium, et professeur auxiliaire à la University of British Columbia, Department of Zoology, Vancouver Aquarium, C.P. 3232, Vancouver (Colombie-Britannique) V6B 3X8.
- Bigg, M.A., et I.B. MacAskie. 1978. Sea otters re-established in British Columbia, *Journal of Mammalogy* 59: 874-876.
- Bodkin J.L. 2003. Sea Otter *Enhydra lutris*, in G.A. Feldhamer, B.C. Thompson et J.A. Chapman (éd.), *Wild Mammals of North America, Biology, Management, and Conservation*, 2nd Edition, The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London, 1216 p.
- 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, *Canadian Journal of Zoology* 71:1811-1815.

- Bodkin, J.L., B.E. Ballachey, M.A. Cronin et K.T. Schribner. 1999. Population demographics and genetic diversity of remnant and translocated populations of sea otters, *Conservation Biology* 13: 1378-1385.
- Bodkin J.L., B.E. Ballachey, T.A. Dean, A.K. Fukuyama, S.C. Jewett, L. McDonald, D.H. Monson, C.E. O'Clair et G.R. VanBlaricom. 2002. Sea otter population status and the process of recovery from the 1989 'Exxon Valdez' oil spill, *Marine Ecology Progress Series* 241: 237-253.
- Bodkin, J.L., G.G. Esslinger et D. Monson. 2004. Foraging depths of sea otters and implications to coastal marine communities, *Marine Mammal Science* 20: 305-321.
- Breen, P.A., T.A. Carson, J.B. Foster et E.A. Stewart. 1982. Changes in subtidal community structure associated with the British Columbia sea otter transplant, *Marine Ecology* 7: 13-20.
- British Columbia Parks (Ministry of the Environment). 1995. Sea Otter Management Plan, for Hakai Recreation Area, rapport inédit préparé par J.C. Watson pour la Parks and Protected Areas Branch du Ministry of Water Land and Air Protection de la Colombie-Britannique.
- Burger, A.E. 1992. The effects of oil pollution on seabirds off the west coast of Vancouver Island, p. 120-128 in K. Vermeer, R.W. Butler et K.H. Morgan (éd.), *The ecology, status, and conservation of marine and shoreline birds on the west coast of Vancouver Island*, Publication hors série n° 75 du Service canadien de la faune, Ottawa.
- Calkins, D.G., et K.B. Schneider. 1985. The sea otter (*Enhydra lutris*), p 37-45 in J.J. Burns, K.J. Frost et L.F. Lowry (éd.), *Marine Mammal Species Accounts*, Department of Fish and Game de l'Alaska, Technical Bulletin 7. (Citée in USFWS, 2002b).
- CITES. (Sans date). **Les Annexes I, II et III de la CITES**. Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, Genève, SUISSE, site Web accessible à l'adresse <http://www.cites.org/eng/app/index.shtml> (consulté en janvier 2006).
- Cohen, P., et R. Aylesworth. 1990. Oil spill risk for southern British Columbia/northern Washington coast marine area, Final report of the States/British Columbia oil spill task force, Appendix VII, publié par la province de la Colombie-Britannique et les États de Washington, de l'Oregon, de l'Alaska et de la Californie.
- Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique. 2005. British Columbia Species and Ecosystems Explorer. Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, site Web accessible à l'adresse <http://srmapps.gov.bc.ca/apps/eswp/> (consulté [Enhydra lutris] en janvier 2006).
- Costa, D.P. 1978. The ecological energetics, water, and electrolyte balance of the California sea otter, *Enhydra lutris*, thèse de doctorat, University of California, Santa Cruz (Californie), ÉTATS-UNIS.
- Costa, D.P. 1982. Energy, nitrogen, and electrolyte flux and sea water drinking in the sea otter, *Enhydra lutris*, *Physiological Zoology* 55: 35-44
- Costa, D.P., et G.L. Kooyman. 1982. Oxygen consumption, thermoregulation, and the effect of fur oiling and washing on the sea otter, *Enhydra lutris*, *Canadian Journal of Zoology* 60: 2761-2767.

- Cowan, I.M., et C.J. Guiguet. 1960. The Mammals of British Columbia. British Columbia Provincial Museum Handbook, n° 11, 413 p.
- Cronin, M.A., J. Bodkin, B. Ballachey, J. Estes et J.C. Patton. 1996. Mitochondrial-DNA variation among subspecies and populations of sea otters (*Enhydra lutris*), *Journal of Mammalogy* 77: 546-557.
- DeGange, A.R., et M.M. Vacca. 1989. Sea otter mortality at Kodiak Island, Alaska, during summer 1987, *Journal of Wildlife Management* 70: 836-838.
- DeGange, A.R., A.M. Doroff et D.H. Monson. 1994. Experimental recovery of carcasses at Kodiak Island, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill, *Marine Mammal Science* 10:492-496.
- 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, *Journal of Mammalogy* 84: 55-64.
- Duggins, D.O., C.A. Simenstad et J.A. Estes. 1989. Magnification of secondary production by kelp detritus in coastal marine ecosystems, *Science* 245: 170-173.
- Dunlop R. Comm. pers. 2006. Correspondance verbal et par courriel avec L. Nichol, février 2006, Regional Fisheries Biologist, Nootka-Kyuquot, Conseil tribal de Nuuchah-nulth, B.P. 109 Gold River (Colombie-Britannique) VOP 1GO.
- Dunlop, R., J. James et J. Osborne. 2003. K^wak^watl (sea otter) counts in 2002 in the Nuuchah-nulth Ha'houlthee, West Coast Vancouver Island, programme des pêches du Conseil tribal de Nuuchah-nulth, Technical Report SO-2-3-01, 14 p.
- Enbridge Inc. 2005. Enbridge Inc. - Gateway Pipeline - Project Overview, EndBridge Inc., site Web accessible à l'adresse <http://www.enbridge.com/gateway> (consulté en février 2006).
- Estes, J.A. 1980. *Enhydra lutris*, American Society of Mammalogists, Mammalian Species 133, 8 p.
- Estes, J.A. 1990. Growth and equilibrium in sea otter populations, *Journal of Animal Ecology* 59:385-401.
- Estes, J.A. 1991. Catastrophes and Conservation: Lessons from Sea Otters and the *Exxon Valdez*, *Science* 254:1596.
- Estes, J.A., R.J. Jameson et A.M. Johnson. 1981. Food selection and some foraging tactics of sea otters, p. 606-641 in J.A. Chapman et D. Pursley (éd.), *Worldwide Furbearers Conference Proceedings*.
- 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 and Unwin, London, Angleterre.
- 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: 75-100.
- Estes, J.A., M.T. Tinker, T.M. Williams et D.F. Doak. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems, *Science* 282:473-475.
- Estes, J.A., M.L. Riedman, M.M. Staedler, M.T. Tinker et B.E. Lyons. 2003a. Individual variation in prey selection by sea otters: patterns, causes and implications, *Journal of Animal Ecology* 72: 144-155.
- Estes, J.A., B.B. Hatfield, K. Ralls et J. Ames. 2003b. Causes of mortality in California sea otters during periods of population growth and decline, *Marine Mammal Science* 19: 198-216.

- Estes, J.A., D.R. Lindberg et C. Wray. 2005. Evolution of large body size in abalones (*Haliotis*): patterns and implications, *Paleobiology* 31: 591-606.
- Fisher E. 1940. The sea otter past and present, p. 223-235, Sixth Pacific Science Conference.
- Garrott, R.A., L.L. Eberhard 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. (Citée in USFWS, 2002.)
- Garshelis, D.L. 1983. Ecology of sea otters in Prince William Sound, Alaska, thèse de doctorat, University of Minnesota, Minneapolis.
- Garshelis, D.L., et J.A. Garshelis 1984. Movements and management of sea otters in Alaska, *Journal of Wildlife Management* 48: 665-678.
- Garshelis, D.L., A.M. Johnson et J.A. Garshelis. 1984. Social organization of sea otters in Prince William Sound, Alaska, *Canadian Journal of Zoology* 62:637-647.
- Gerber, L.R., et G.R. VanBlaricom. 1998. Potential fishery conflicts involving sea otters (*Enhydra lutris* [L.] in Washington State waters, préparé pour la Marine Mammal Commission, 119 p.
- 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 in 16th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Society for Marine Mammalogy, San Diego (Californie), conférence tenue du 12 au 16 décembre 2005.
- Gorbics, C.S., G.R. VanBlaricom, B.E. Ballachey, N.J. Thomas et M.M. Staedler (éd.). 2000. Sea otter conservation: report from the sixth joint U.S. – Russia sea otter workshop November 1997, Forks, Washington, 61 p.
- Hattori, K., I. Kawabe, A.W. Mizuno et N. Ohtaishi. 2005. History and status of sea otters, *Enhydra lutris*, along the coast of Hokkaido, Japan, *Mammal Study*. 30: 41-51, The Mammalogical Society of Japan.
- IUCN (Union mondiale pour la nature). 2004. IUCN 2004 Red list of threatened species, The IUCN Species Survival Commission, site Web accessible à l'adresse <http://www.iucnredlist.org/> (consulté en janvier 2006).
- Jameson, R.J. 1989. Movements, home range, and territories of male sea otters off central California, *Marine Mammal Science* 5:159-172.
- Jameson, R. Comm. pers. 2002. Correspondance écrite avec L. Nichol, 2002, biologiste recherchiste (retraité) : loutres de mer a/s du Department of Fish and Wildlife de l'État de Washington, Marine Mammal Investigations, 7801 Phillips Road SW, Tacoma (État de Washington).
- Jameson, R.J., et J.L. Bodkin 1986. An incidence of twinning in the sea otter (*Enhydra lutris*), *Marine Mammal Science* 2: 305-309.
- Jameson, R.J., et A.M. Johnson. 1993. Reproductive characteristics of female sea otters, *Marine Mammal Science* 9:156-167.
- Jameson, R.J., et S.J. Jeffries. 2004. Results of the 2003 survey of the reintroduced sea otter population in Washington State, USGS Biological Resources Division, Corvallis (Oregon), 6 p.
- 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, *Wildlife Society Bulletin* 10:100-107.

- Jamieson, G.S., et J. Lessard. 2000. Marine protected areas and fisheries closures in British Columbia, Canadian Special Publication of Fisheries & Aquatic Sciences 131, 414 p.
- Johnson, A.M. 1982. The sea otter, *Enhydra lutris*, p. 521-525 in *Mammals of the Sea*, FAO Fisheries Series 5, Vol. IV.
- Kannan, K., K.S. Guruge, N.J. Thomas, S. Tanabe et J.P. Giesy. 1998. Butyltin residues in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found dead along California coastal waters, *Environmental Science and Technology* 32: 1169-1175.
- Kannan, K., N. Kajiwara, M. Watanabe, H. Nakata, N.J. Thomas, M. Stephenson, D.A. Jessup et S. Tanabe. 2004. Profiles of polychlorinated biphenyl congeners, organochlorine pesticides, and butyltins in southern sea otters and their prey, *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 49-56.
- Kenyon, K.W. 1969. The sea otter in the eastern Pacific Ocean, *North American Fauna* 68:1-352.
- 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, *Journal of Wildlife Disease* 39:495-509.
- Kvitek, R.G., et C. Bretz. 2004. Harmful algal bloom toxins protect bivalve populations from sea otter predation, *Marine Ecological Progress Series* 271: 233-243.
- 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., C.E. Bowlby et M. Staedler. 1993. Diet and foraging behaviour of sea otters in Southeast Alaska, *Marine Mammal Science* 9: 168-181.
- Lafferty, K.D., et L.R. Gerber. 2002. Good medicine for conservation biology: the intersection of epidemiology and conservation theory, *Conservation Biology* 16: 593-604.
- Lance, M.M., S. Richardson et H. Allen. 2004. Washington state recovery plan for the sea otter, Department of Fish and Wildlife de l'État de Washington, Olympia (État de Washington), 91 p.
- Larson, S., R. Jameson, M. Etnier, M. Flemings et P. Bentzen. 2002a. 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.
- Larson, S., R. Jameson, J. Bodkin, M. Staedler et P. Bentzen. 2002b. Microsatellite DNA and mitochondrial DNA variation in remnant and translocated sea otter (*Enhydra lutris*) populations, *Journal of Mammalogy* 83: 893-906.
- Loughlin, T.R. 1980. Home range and territoriality of sea otters near Monterey, California, *Journal of Wildlife Management* 44:576-582.
- MacAskie, I.B. 1987. Updated status of the sea otter (*Enhydra lutris*) in Canada, *Canadian Field-Naturalist* 101:279-283.
- Mackie, R.S. 1997. *Trading Beyond the Mountains, The British Fur Trade on the Pacific 1793-1843*, First Edition, UBC Press, Vancouver, CANADA, 368 p.

- Mason, C., et S. MacDonald. 1990. Conclusions and Priorities for Otter Conservation, p. 80-88 in *Otters: An Action Plan for Their Conservation*, P. Foster-Turley, S. MacDonald et C. Mason (éd.), International Union for Conservation of Nature and Natural Resources/Species Survival Commission Otter Specialist Group, Kelvyn Press, Chicago.
- 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, *Journal of Wildlife Disease* 37: 686-692.
- Miller, M.A., I.A. Gardner, C. Kreuder, D.M. Paradies, K.R. Worcester, D.A. Jessup, E. Dodd, M.D. Harris, J.A. Ames, A.E. Packham et P.A. Conrad. 2002. Coastal freshwater runoff is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*), *International Journal of Parasitology* 32: 997-1006.
- Ministry of Energy Mines and Petroleum Resources de la Colombie-Britannique. Sans date. Offshore Oil and Gas in BC, Ministry of Energy Mines and Petroleum Resources de la Colombie-Britannique, site Web accessible à l'adresse <http://www.offshoreoilandgas.gov.bc.ca/offshore-oil-and-gas-in-bc/> (consulté en mars 2006).
- 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: 6562-6567.
- Morris, R, D.V. Ellis, B. Emerson et S. Norton. 1979. Assessment of the B.C. sea otter transplants, 1978: including data on stocks of invertebrates and macrophytic algae, rapport présenté au Ecological Reserve Unit, du Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 42 p.
- Morris, R, D.V. Ellis et B.P. Emerson. 1981. The British Columbia transplant of sea otters *Enhydra lutris*, *Biological Conservation* 20:291-295.
- Nakata, H., K. Kannan, L. Jing, N. Thomas, S. Tanabe et J.P. Giesy. 1998. Accumulation pattern of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found stranded along coastal California, USA, *Environmental Pollution* 103: 45-53.
- Nichol, L.M., J.C. Watson, G.E. Ellis et J.K.B. Ford. 2005. Évaluation de l'abondance et de la croissance de la population de loutres de mer (*Enhydra lutris*) en Colombie-Britannique, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2005/094, Pêches et Océans Canada, 27 p.
- Osborne, J. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel avec L. Nichol, février 2006, Resource Biologist, a/s de la West coast Aquatic Management Association, 3017 Third Ave, Port Alberni, (Colombie-Britannique) V9Y 7M2, et de RedfishBluefish Consulting, 7429 Pacific Rim Highway, Port Alberni, (Colombie-Britannique) V9Y 8Y5.
- Payne, S.F., et R.J. Jameson. 1984. Early behavioural development of the sea otter, *Enhydra lutris*, *Journal of Mammalogy* 65:527-531.

- Ralls, K., et D.B. Siniff. 1990. Sea otters and oil: ecologic perspectives, p. 199-210 in J.R. Geraci et D.J. St. Aubin (éd.), *Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks*. Academic Press Inc.
- Raverty, S. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel avec L. Nichol, mars 2006, pathologiste vétérinaire, Animal Health Centre de la Colombie-Britannique, 1767 Angus Campbell Road, Abbotsford (Colombie-Britannique) V3G 2M3.
- 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, préparé pour le Southern sea otter contaminants working group, 4 p.
- Reisewitz, S.E., J.A. Estes et C.A. Simenstad. 2006. Indirect food web interactions: sea otters and kelp forest fishes in the Aleutian Archipelago, *Oecologia* 146: 623-631.
- Rickard, T.A. 1947. The sea otter in history, *British Columbia Historical Society Quarterly* 11: 15-31.
- Riedman, M.L., et J.A. Estes. 1990. The sea otter (*Enhydra lutris*): Behaviour, ecology and natural history, U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 90(14), 126 p.
- 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, *Journal of Wildlife Management* 58: 391-399.
- Risebrough, R.W. 1984. Accumulation patterns of heavy metals and chlorinated hydrocarbons by sea otters *Enhydra lutris* in California, rapport présenté à la Marine Mammal Commission des États-Unis. (Citée in Riedman et Estes, 1990).
- Ross, P.S. 2002. The role of immunotoxic environmental contaminants in facilitating the emergence of infectious diseases in marine mammals, *Human and Ecological Risk Assessment* 8: 277-292.
- Rotterman L.M., et T. Simon-Jackson 1988. Sea Otter, in J.W. Lenifer (éd.), *Selected Marine Mammals of Alaska: Species Accounts with Research and Management Recommendations*, Marine Mammal Commission Washington D.C.
- Sea Otter Recovery Team. 2003. National Recovery Strategy for the Sea Otter (*Enhydra lutris*) in Canada. Pêches et Océans Canada, 60 p.
- Shaffer, M., et Associates Ltd. 1990. Crude oil and petroleum product traffic in British Columbia and Puget Sound, Final report of the States/British Columbia oil spill task force, Appendix IV, Province de la Colombie-Britannique et des États de Washington, de l'Oregon, de l'Alaska et de la Californie, 51 p.
- Sherrod, S.K., J.A. Estes et C.M. White. 1975. Depredation of sea otter pups by bald eagles at Amchitka Island, Alaska, *Journal of Mammalogy* 56: 701-703.
- 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 in 16th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Society for Marine Mammalogy, San Diego (Californie), conférence tenue du 12 au 16 décembre 2005.
- Siniff, D.B., et K. Ralls. 1991. Reproduction, survival and tag loss in California sea otters, *Marine Mammal Science* 7: 211-229.
- Stewart, A. Comm. pers. 2005. Correspondance par écrit avec L. Nichol, avril 2005, Public Education Program Coordinator, Bamfield Marine Sciences Centre, 100 Pachena Rd., Bamfield, (Colombie-Britannique) V0R 1B0.

- Thomas, N.J., et R.A. Cole. 1996. The risk of disease and threats to the wild population, *Endangered Species Update* 13: 23-27.
- Trites, A.W., V.B. Deecke, E.J. Gregr, J.K.B. Ford et P.F. Olesiuk. 2007. Killer whales, whaling and sequential megafaunal collapse in the North Pacific: a comparative analysis of the dynamics of marine mammals in Alaska and British Columbia following commercial whaling, *Marine Mammal Science*. [Sous presse]
- USFW (United States Fish and Wildlife Service). 2002a. Stock Assessment Report: Sea otters (*Enhydra lutris*): Southcentral Alaska stock, 6 p. (Accessible à l'adresse <http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/reports.htm>)
- USFW (United States Fish and Wildlife Service). 2002b. Stock Assessment Report: Sea otters (*Enhydra lutris*): Southwest Alaska stock, 7 p. (Accessible à l'adresse <http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/reports.htm>)
- USFW (United States Fish and Wildlife Service). 2002c. Stock Assessment Report: Sea otters (*Enhydra lutris*): Southeast Alaska stock, 6 p. (Accessible à l'adresse <http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/reports.htm>)
- USFW (United States Fish and Wildlife Service). 2003. Final Revised Recovery Plan for the Southern Sea Otter (*Enhydra lutris nereis*), Portland (Oregon), xi + 165 p.
- USFW (United States Fish and Wildlife Service). 2006. Species Profile for Northern Sea Otter, United States Fish and Wildlife Service, site Web accessible à l'adresse <http://alaska.fws.gov/fisheries/mmm/seaotters/decline.htm> (consulté en février 2006).
- USFW (United States Fish and Wildlife Service). Sans date. Marine Mammals. United States Fish and Wildlife Service, site Web accessible à l'adresse <http://www.fws.gov/habitatconservation/marinemammals.htm> (consulté en mars 2006).
- USGS 2005. Spring 2005 California Sea Otter Surveys, United States Geological Survey, site Web accessible à l'adresse <http://www.werc.usgs.gov/otters/ca-surveyspr2005.htm> (consulté en mars 2006).
- Waldichuck, M. 1989. The *Nestucca* oil spill; Editorial, *Marine Pollution Bulletin* 20:419-420.
- Watson, J.C. 1990. The effects of the *Nestucca* oil spill on the British Columbia sea otter population and its environment, rapport inédit présenté à Pêches et Océans Canada, cContrat du MAS (ministère des Approvisionnements et Services n° FP597-9-0478/01-XSA).
- 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, University of California, Santa Cruz (Californie), ÉTATS-UNIS, 169 p.
- Watson, J.C., et T.G. Smith. 1996. The effect of sea otters on shellfisheries in British Columbia, in C.M. Hand et B.J. Waddell (éd.), *Invertebrate Working Papers*, examiné par le Pacific Assessment Review Committee (PSARC) en 1993 et en 1994. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science No. 2089 p. 262-303.
- Watson, J.C., G.M. Ellis, T.G. Smith et J.K.B. Ford. 1997. Updated status of the sea otter, *Enhydra lutris*, Canada, *Canadian Field-Naturalist* 111: 277-286.
- Watt, J., D.B. Siniff 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., 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, *California Fish and 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, *Canadian Journal of Zoology* 66:2776-2781.
- Williams, T.M., et R.W. Davis. (éd.). 1995. Emergency Care and rehabilitation of oiled sea otters: A guide for oil spills involving fur-bearing marine mammals, University of Alaska Press, Fairbanks (Alaska), 279 p.
- Wilson, D.E., M.A. Bogan, R.L. Brownell, A.M. Burdin et M.K. Maminov. 1991. Geographic variation in sea otters *Enhydra lutris*, *Journal of Mammalogy* 72: 22-36.
- Woolfenden, J. 1985. The California Sea Otter: Saved or Doomed, Revised Edition. Boxwood Press, Pacific Grove (Californie).

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT

Linda Nichol possède une maîtrise ès sciences en zoologie de l'University of British Columbia, où elle a étudié l'écologie de la recherche de nourriture et les déplacements saisonniers de la population d'épaulards résidente du nord en Colombie-Britannique. Elle a participé pendant de nombreuses années, principalement en tant que biologiste consultante, à des projets liés aux mammifères marins ainsi qu'à des projets liés aux oiseaux marins côtiers, aux invertébrés et aux végétaux intertidaux, et à la surveillance de l'environnement. En 2001, elle s'est jointe au ministère des Pêches et des Océans en tant que biologiste en recherche, où elle a effectué des recherches en lien avec la conservation, essentiellement sur la loutre de mer. M^{me} Nichol a collaboré à la rédaction de plus d'une douzaine de rapports et de publications scientifiques.

Jane Watson possède un doctorat de la University of California, située à Santa Cruz, où elle a étudié l'écologie de la communauté de loutres de mer. Elle a réalisé des recherches sur la loutre de mer et sur l'écologie de la communauté pendant vingt ans. M^{me} Watson est professeur au Malaspina University-College à Nanaimo, en Colombie-Britannique, et est professeure auxiliaire au sein de la Marine Mammal Research Unit à la University of British Columbia. Elle est également membre du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC.