

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

sur

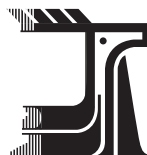
l'otarie de Steller
Eumetopias jubatus

au Canada



ESPÈCE PRÉOCCUPANTE
2003

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. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 51 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

Rapport précédent :

BIGG, M.A. 1987. COSEWIC status report on the Steller sea lion *Eumetopias jubatus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 63 p.

Note de production

Le COSEPAC remercie Peter F. Olesiuk et Andrew W. Trites, qui ont rédigé la mise à jour du rapport de situation sur l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) au Canada, aux termes d'un contrat avec Environnement Canada, rapport dont la révision et l'édition ont été assurées par Hal Whitehead, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

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

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

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and update status report on the Steller sea lion *Eumetopias jubatus* in Canada.

Illustration de la couverture :
Otarie de Steller – par Andrew W. Trites.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2004.
PDF : CW69-14/232-2004F-PDF
ISBN 0-662-76764-0

HTML : CW69-14/232-2004F-HTML
ISBN 0-662-76765-9



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Novembre 2003

Nom commun

Otarie de Steller

Nom scientifique

Eumetopias jubatus

Statut

Espèce préoccupante

Justification de la désignation

Il n'y a que trois endroits de reproduction en Colombie-Britannique. Bien que la population augmente, cette espèce est vulnérable aux perturbations par les humains lorsqu'elle est sur terre. Parmi les menaces, il y a la possibilité de déversements graves d'hydrocarbures. D'autres populations, au nord et à l'ouest de la Colombie-Britannique, connaissent des déclinés inexplicables.

Répartition

Colombie-Britannique (océan Pacifique)

Historique du statut

Espèce désignée « non en péril » en avril 1987. Réexamen du statut : l'espèce a été reclassifiée dans la catégorie de risque plus élevée « préoccupante » en novembre 2003. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.



Otarie de Steller *Eumetopias jubatus*

Information sur l'espèce

L'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus* Schreber 1776) est le plus gros membre de la famille des Otariidés (ordre des Carnivores, sous-ordre des Caniformes). L'espèce présente un important dimorphisme sexuel. Les femelles adultes mesurent en moyenne de 2,1 à 2,4 m de long et pèsent de 200 à 300 kg. Les mâles adultes sont nettement plus gros, atteignant une longueur de 2,7 à 3,1 m et une masse de 400 à 800 kg. Les petits, qui naissent entre la fin de mai et le début de juillet, pèsent de 16 à 23 kg à la naissance.

Répartition

L'otarie de Steller vit dans le Pacifique Nord dans les eaux côtières fraîches tempérées et subarctiques depuis le sud de la Californie jusqu'au détroit de Béring, puis vers l'ouest et le sud-ouest le long de la côte asiatique jusqu'au Japon. On distingue deux populations d'otaries de Steller sur la base de la différenciation génétique de l'ADN mitochondrial : la population de l'Est (de la Californie au sud-est de l'Alaska) et la population de l'Ouest (golfe d'Alaska, mer de Béring, îles Aléoutiennes et Russie). Au Canada, l'otarie de Steller n'est présente qu'en Colombie-Britannique, où se trouvent trois aires de reproduction principales : 1) au large de la pointe nord-ouest de l'île de Vancouver (roqueries sur les îles Maggot, Sartine et Triangle); 2) au large de l'extrémité sud des îles de la Reine-Charlotte (roqueries sur les îles Kerouard); 3) au large de la portion nord de la côte (roqueries sur les rochers North Danger). Une autre aire de reproduction au large de la portion centrale de la côte (roqueries sur les rochers Virgin, Pearl et Watch) a disparu au cours des années 1920 et 1930 en raison de programmes intensifs de lutte contre les prédateurs. Aucune nouvelle roquerie ne s'est établie en Colombie-Britannique depuis plus d'un siècle, mais en Alaska, des otaries de Steller ont commencé à se reproduire à plusieurs nouveaux sites.

En mer, ces animaux se tiennent généralement à moins de 60 km du rivage en été et peuvent s'éloigner jusqu'à 200 km du rivage en hiver. L'otarie de Steller n'est pas migratrice, mais les individus peuvent se disperser jusqu'à une distance considérable des sites de reproduction.

Habitat

L'otarie de Steller fréquente trois types de sites terrestres : 1) les roqueries, où les animaux se rassemblent de mai à août pour mettre bas, s'accoupler et allaiter les petits; 2) les échoueries permanentes, généralement occupées continuellement toute l'année; 3) les échoueries hivernales, occupées plus sporadiquement et principalement pendant la période internuptiale. Aucune nouvelle roquerie n'a été colonisée en Colombie-Britannique depuis un siècle. Les animaux vont régulièrement à terre toute l'année et tendent à y être très grégaires, formant des groupes compacts pratiquement sans espace entre les individus.

On connaît mal le mode de vie de l'otarie de Steller en milieu aquatique. En général, la plupart des otaries de Steller semblent se nourrir sur la plate-forme continentale et le long de son rebord. On observe généralement ces animaux à moins de 60 km des côtes, dans des eaux d'une profondeur inférieure à 400 m, mais ils peuvent s'aventurer à plusieurs centaines de kilomètres au large ou au delà de la plate-forme continentale.

Biologie

L'otarie de Steller est un reproducteur polygyne. La femelle met bas un seul petit, qu'elle allaite généralement pendant un peu moins d'un an, bien qu'il arrive que l'allaitement dure de 2 à 3 ans. La longévité est d'environ 14 ans pour les mâles et de 22 ans pour les femelles, et la durée de génération est de 10 ans. L'otarie de Steller va régulièrement à terre, sur des roqueries et des échoueries établies, entre ses sorties d'alimentation. Ses proies préférées en Colombie-Britannique sont le hareng, le merlu, le lançon, les saumons, l'aiguillat, l'eulakane, la sardine, les sébastes, les poissons plats, les raies, les calmars et les pieuvres.

Taille et tendances des populations

On observe une croissance des populations en Colombie-Britannique depuis que l'otarie de Steller est protégée, soit depuis 1970. La croissance annuelle moyenne s'établit à 3,2 p. 100, ce qui a fait doubler la taille de la population d'animaux reproducteurs. Cette croissance s'est produite principalement au cours des deux dernières décennies. Au total, environ 3 400 petits sont nés en Colombie-Britannique en 2002. Selon les estimations, la population totale d'animaux habitant les eaux côtières de Colombie-Britannique à l'époque de la reproduction se situe entre 18 400 et 19 700 individus (ce qui comprend les animaux non reproducteurs associés aux roqueries du sud-est de l'Alaska). On compte environ 7 600 animaux sexuellement matures (40 p. 100 de la population).

Facteurs limitatifs et menaces

Les menaces pesant sur l'otarie de Steller sont l'abattage, les prises accidentelles dans les engins de pêche, les débris dans lesquels elle peut se prendre, les accidents catastrophiques, les contaminants environnementaux et le déplacement hors de ses habitats ou la dégradation de ceux-ci. L'espèce est également sujette aux fluctuations des populations de proies, à la prédation par l'épaulard et à la maladie.

Importance particulière de l'espèce

L'otarie de Steller est la plus grosse espèce d'otarie et le seul Otariidé qui vit à l'année et se reproduit dans les eaux canadiennes. Elle est une composante importante de l'écosystème marin côtier et contribue à une industrie touristique florissante. Les roqueries de Colombie-Britannique comprennent aujourd'hui deux des plus grands rassemblements de reproducteurs au monde. En raison du déclin récent de l'espèce dans la portion occidentale de son aire de répartition, où elle est considérée comme en voie de disparition, et vu les conséquences que cette désignation pourrait avoir sur les pêches commerciales, l'otarie de Steller est depuis quelque temps l'objet de plusieurs recherches sur les facteurs influant sur les populations. L'otarie de Steller pourrait servir d'espèce indicatrice de l'état de l'écosystème côtier étant donné sa vaste aire de répartition, sa longévité élevée et sa position proche du sommet des chaînes alimentaires marines.

Protection actuelle et autres désignations

Depuis 1970, les otaries sont protégées par divers règlements pris aux termes de la *Loi sur les pêches* et mis en application par le ministère des Pêches et des Océans. La roquerie du cap St. James est protégée en vertu de la *Loi sur les parcs nationaux* et les roqueries des îles Scott font partie d'une réserve écologique de la Colombie-Britannique. L'otarie de Steller a été inscrite sur la liste rouge du centre des données sur la conservation du gouvernement de la Colombie-Britannique. Aux États-Unis, la population de l'Est, répartie depuis la Californie jusqu'au sud-est de l'Alaska (ce qui comprend la Colombie-Britannique) est désignée menacée (*threatened*), et la population de l'Ouest, présente dans le golfe d'Alaska et aux îles Aléoutiennes, est désignée en voie de disparition (*endangered*) aux termes de la *US Endangered Species Act* des États-Unis.



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, à l'échelle nationale, des espèces, sous-espèces, variétés ou autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes et incluant les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est formé de membres de chacun des organismes provinciaux et territoriaux responsables des espèces sauvages, de quatre organismes fédéraux (Service canadien de la faune, Agence Parcs Canada, ministère des Pêches et des Océans et Partenariat fédéral en biosystématique, présidé par le Musée canadien de la nature) et de trois membres ne relevant pas de compétence, ainsi que des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité de connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit pour examiner les rapports de situation sur les espèces candidates.

DÉFINITIONS (DEPUIS MAI 2003)

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

* Appelée « espèce 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.



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

l'otarie de Steller
Eumetopias jubatus

au Canada

2003

TABLE DES MATIÈRES

INFORMATION SUR L'ESPÈCE.....	4
Nom et classification.....	4
Description.....	4
RÉPARTITION.....	5
Répartition mondiale.....	5
Répartition canadienne.....	6
HABITAT.....	7
Besoins de l'espèce.....	7
Tendances.....	9
Protection et propriété des terrains.....	10
BIOLOGIE.....	11
Généralités.....	11
Cycle vital.....	11
Reproduction.....	12
Survie.....	13
Physiologie.....	14
Déplacements et dispersion.....	15
Nutrition et relations interspécifiques.....	16
Adaptabilité.....	17
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	18
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES.....	23
IMPORTANCE PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE.....	28
PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS.....	30
RÉSUMÉ DU RAPPORT DE SITUATION.....	32
RÉSUMÉ TECHNIQUE.....	33
REMERCIEMENTS.....	35
OUVRAGES CITÉS.....	35
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES AUTEURS DU RAPPORT.....	48
EXPERTS CONSULTÉS.....	49
COLLECTIONS EXAMINÉES.....	49

Liste des figures

Figure 1. Aire de répartition mondiale de l'otarie de Steller.....	6
Figure 2. Emplacement des roqueries, des échoueries permanentes et des principales échoueries hivernales de l'otarie de Steller en Colombie-Britannique.....	8
Figure 3. Nombre total d'otaries de Steller dont l'abattage a été déclaré en Colombie-Britannique dans le cadre de programmes de lutte contre les prédateurs et de récoltes à des fins commerciales de 1913 à 1970.....	20
Figure 4. Tendances historiques du nombre total d'otaries de Steller (petits et autres) sur les roqueries de reproduction en Colombie-Britannique, à l'île Forrester (Alaska), et sur les autres nouvelles roqueries du sud-est de l'Alaska.....	22

Figure 5. Tendances récentes du nombre d'individus sans les petits (roqueries et échoueries) et de petits (roqueries) comptés lors des relevés aériens effectués en Colombie-Britannique de 1971 à 2002.....	23
--	----

Liste des annexes

Annexe 1. Nombre d'otaries de Steller, sans les petits, dénombrées dans le cadre des relevés provinciaux réalisés pendant la saison de reproduction, de 1971 à 2002.....	50
Annexe 2. Nombre de petits de l'otarie de Steller dénombrés dans le cadre des relevés provinciaux réalisés pendant la saison de reproduction, de 1971 à 2002.....	51

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom et classification

L'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus* Schreber 1776) est le plus gros membre de la famille des Otariidés (ordre des Carnivores, sous-ordre des Caniformes, Kenyon et Scheffer, 1955; Jefferson *et al.*, 1994; Rice, 1998). Elle porte le nom du naturaliste allemand Georg Wilhelm Steller, qui décrit l'espèce en 1742 (Miller et Miller, 1848). Elle porte aussi d'autres noms communs : lion de mer de Steller, *Steller's sea lion* ou *northern sea lion* (anglais), *sivuch* (russe), *todo* (japonais), *lobo marino de Steller* (espagnol), *qawax* (prononcé *ka-wa* par les Aléoutes) et *wiinaq* (alutiiq). Son nom scientifique se rapporte au front large et bien développé (*Eumetopias* en grec) et à la présence d'une crinière (*jubatus* en latin).

Description

L'otarie de Steller présente un important dimorphisme sexuel (Fiscus, 1961; Mathisen *et al.*, 1962; Thorsteinson et Lensink, 1962; Orr et Poulter, 1967; Calkins et Pitcher, 1982; Loughlin et Nelson, 1986; Calkins *et al.*, 1998; Winship *et al.*, 2001). Les femelles adultes ont une longueur moyenne de 2,1 à 2,4 m et pèsent de 200 à 300 kg. Les mâles adultes sont nettement plus gros, atteignant une longueur de 2,7 à 3,1 m et une masse de 400 à 800 kg, bien que les plus gros puissent dépasser les 1 100 kg quand ils engraisent avant le début de la période de reproduction. Une « crinière » bien visible de poils rudes se développe sur le cou et la poitrine massifs et musclés des mâles adultes, d'où le nom de « lion de mer » qu'on donne parfois à l'espèce. Les mâles ont tendance à avoir une tête de forme plus robuste et un museau plus aplati que les femelles.

Les petits, qui naissent entre la fin de mai et le début de juillet, pèsent de 16 à 23 kg à la naissance, les mâles étant en moyenne plus lourds que les femelles. À la naissance, les petits portent un lanugo épais d'un brun noirâtre jusqu'à la mue, qui se produit vers l'âge de 3 à 6 mois (Scheffer, 1964; Vania, 1972).

Les juvéniles et les adultes secs ont une coloration variant du jaune pâle à l'ocre clair, plus sombre (chocolat) sur la face ventrale et près des nageoires (ou palettes natatoires, noires et sans pelage). Mouillée, l'otarie de Steller est d'un blanc grisâtre. Le pelage des deux sexes est fait de poils rudes et courts (Scheffer, 1964). L'otarie de Steller subit une mue annuelle pendant laquelle elle perd tout son pelage, mais pas son épiderme. Les femelles non reproductrices semblent muer les premières, parfois dès la fin juin; dans les autres groupes d'âge, la mue s'étend jusqu'au début décembre (Vania, 1972; Calkins et Pitcher, 1982).

Les vocalisations des adultes dans l'air consistent en des beuglements et des rugissements à pleine gorge. Les mâles qui défendent un territoire manifestent leur attitude menaçante par une respiration sifflante (Orr et Poulter, 1967; Gentry, 1970) et produisent un son guttural bruyant tant à l'air libre que sous l'eau (Schusterman *et al.*,

1970). Les nouveau-nés ont tendance à bêler comme des moutons.

L'otarie de Steller est capable de se soulever sur ses nageoires avant et de tourner ses nageoires arrière vers l'avant, ce qui lui donne une agilité remarquable sur le sol. Elle peut escalader des rochers à pic et grimpe souvent à plusieurs mètres au-dessus du niveau de la mer. Les animaux tendent à être très grégaires à terre et forment généralement des groupes compacts, pratiquement sans espace entre les individus.

RÉPARTITION

Répartition mondiale

L'otarie de Steller vit dans le Pacifique Nord dans les eaux côtières fraîches tempérées et subarctiques depuis les îles Channel, au large du sud de la côte californienne, jusqu'au détroit de Béring, puis vers l'ouest et le sud-ouest le long de la côte asiatique jusqu'à l'île de Hokkaido, au Japon (figure 1; Kenyon et Rice, 1961; Loughlin *et al.*, 1984; Loughlin *et al.*, 1992). Les femelles mettent bas dans 55 à 60 roqueries et les animaux se prélassent à plus de 300 échoueries. L'otarie de Steller ne migre pas, mais les individus peuvent se disperser jusqu'à une distance considérable des sites de reproduction (Rowley, 1929; Fisher, 1981; Calkins et Pitcher, 1982; Loughlin, 1997; Raum-Suryan *et al.*, 2002). Les animaux vont régulièrement à terre pendant toute l'année.

À l'échelle mondiale, on distingue deux populations d'otaries de Steller sur la base de la différenciation génétique de l'ADN mitochondrial (qui reflète la lignée maternelle) : la population de l'Est (de la Californie au sud-est de l'Alaska) et la population de l'Ouest (golfe d'Alaska, mer de Béring, îles Aléoutiennes et Russie) (Bickham *et al.*, 1996). Selon des analyses génétiques plus récentes, il faudrait distinguer deux populations distinctes dans le groupe de l'Ouest : Asie et Aléoutiennes – golfe d'Alaska (Bickham, données inédites). Une analyse phylogéographique qui tient compte de paramètres auxiliaires comme les tendances démographiques, la répartition, les déplacements et la morphologie va dans le sens d'une séparation entre les deux populations en Amérique du Nord (York *et al.*, 1996; Loughlin, 1997).

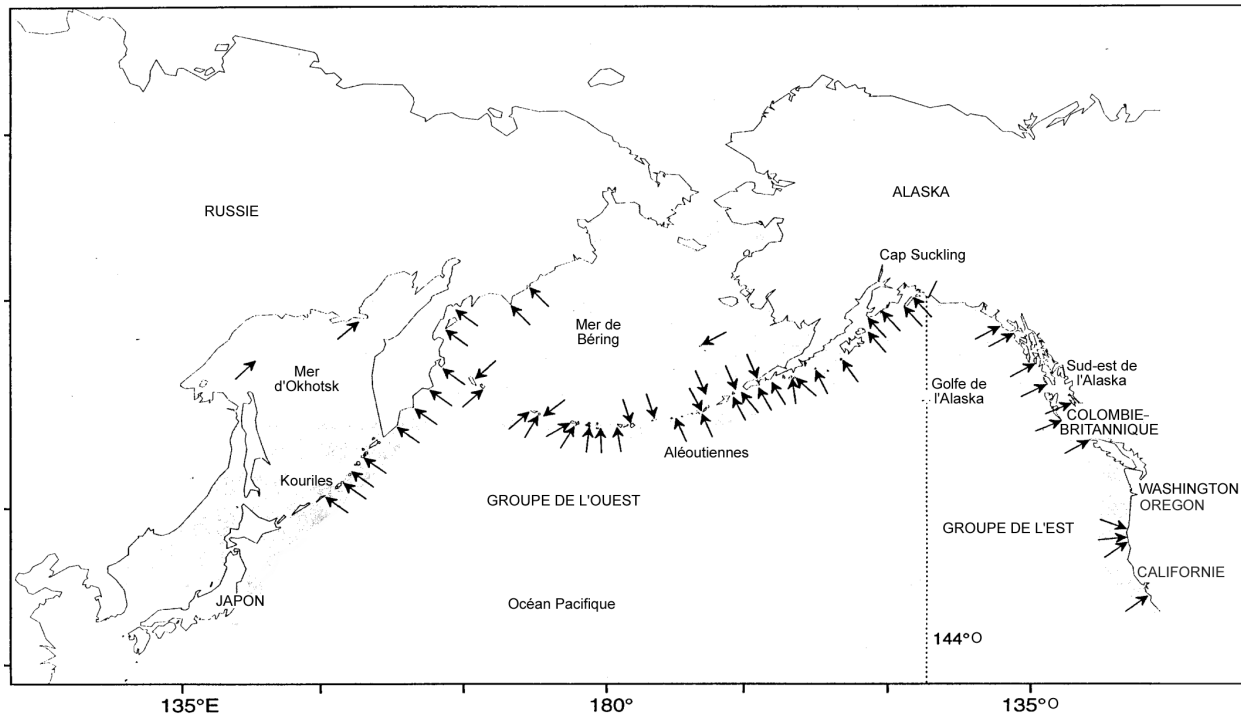


Figure 1. Aire de répartition mondiale de l'otarie de Steller. Les flèches indiquent des roqueries de reproduction et les zones ombrées, la répartition approximative pendant la période interguerre. La ligne pointillée indique la démarcation entre les populations de l'Est et de l'Ouest (modifié de Loughlin, 1997 et Sease *et al.*, 1999).

Répartition canadienne

Les otaries de Steller qui vivent au Canada font partie de la population de l'Est (Bickham, 2000). L'espèce n'est présente qu'en Colombie-Britannique (figure 1), où se trouvent trois aires de reproduction principales : 1) îles Scott, au large de la pointe nord-ouest de l'île de Vancouver (roqueries sur les îles Triangle, Beresford et Maggot); 2) cap St. James, à l'extrémité sud des Îles de la Reine-Charlotte (roqueries sur les îles Kerouard); 3) au large de l'île Banks, dans la portion nord de la côte du continent (roqueries sur les rochers North Danger). Une quatrième aire de reproduction se trouvait jadis au large de la portion centrale de la côte, sur le groupe Sea Otter (roqueries sur les rochers Virgin, Pearl et, peut-être, Watch), mais ce rassemblement de reproducteurs a disparu en raison des programmes intensifs de lutte contre les prédateurs mis en application au cours des années 1920 et 1930 (Bigg, 1985). Outre ces sites de reproduction, on compte environ 21 échoueries, réparties principalement sur le front océanique des côtes, qui sont utilisées continuellement, toute l'année, ainsi que de nombreux sites hivernaux où les animaux vont à terre de façon saisonnière ou irrégulière.

La répartition des otaries de Steller au large est mal définie. En général, la plupart des otaries de Steller semblent se nourrir à moins d'environ 60 km du rivage en été et peuvent s'éloigner jusqu'à 200 km du rivage en hiver (Kenyon et Rice, 1961;

Merrick et Loughlin, 1997). L'espèce semble se nourrir au-dessus de la plate-forme continentale et le long du rebord de celle-ci (Kajimura et Loughlin, 1988).

HABITAT

Besoins de l'espèce

Les sites terrestres fréquentés par l'otarie de Steller en Colombie-Britannique se divisent de façon générale en trois catégories : 1) les roqueries, où les animaux se rassemblent de mai à août pour mettre bas, s'accoupler et allaiter les petits; 2) les échoueries permanentes, généralement occupées continuellement toute l'année; 3) les échoueries hivernales, qui sont occupées moins régulièrement et surtout pendant la période internuptiale (Bigg, 1985). En général, les roqueries sont avoisinées d'échoueries, lesquelles sont principalement occupées par des mâles qui ne s'accouplent pas et des juvéniles. Dans la plupart des cas, des animaux continuent d'utiliser les roqueries comme échoueries toute l'année, bien qu'en nombre très réduit.

L'otarie de Steller est très conservatrice dans le choix du site de mise bas et d'accouplement. Des études portant sur des individus marqués indiquent que les femelles tendent à retourner à la roquerie où elles sont nées et qu'elles retournent fidèlement à la même roquerie chaque année (Raum-Suryan *et al.*, 2002). Les trois aires de reproduction actuellement occupées en Colombie-Britannique semblent toutes avoir été bien établies au début du 20^e siècle, à l'époque du premier relevé des populations d'otaries (Newcombe et Newcombe, 1914), et avoir accueilli continuellement des animaux, malgré les perturbations causées par les programmes de lutte contre les prédateurs et par la récolte à des fins commerciales (Pike et Maxwell, 1958; Bigg, 1985; Olesiuk, 2003). Aucune nouvelle roquerie n'a été colonisée en Colombie-Britannique, ni nulle part ailleurs dans l'aire de répartition du Pacifique Nord, à l'exception du sud-est de l'Alaska et du golfe d'Alaska, où certaines échoueries sont devenues des roqueries.

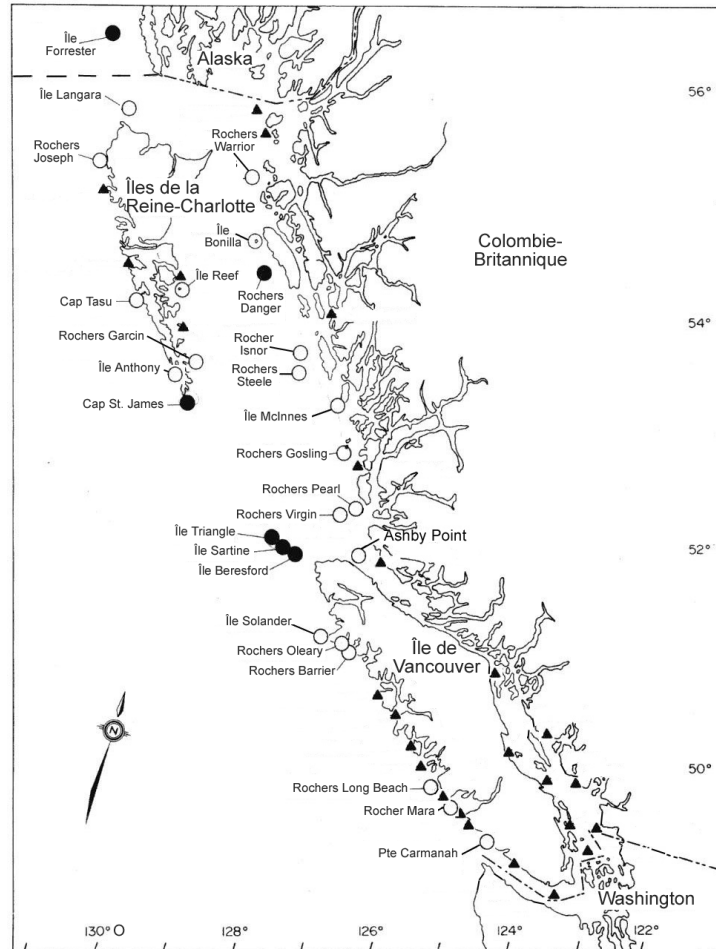


Figure 2. Emplacement des roqueries (●), des échoueries permanentes (○) et des principales échoueries hivernales (▲) de l'otarie de Steller en Colombie-Britannique et sur l'île Forrester (Alaska). Mise à jour de Bigg (1985) d'après Olesiuk (2003).

L'une des caractéristiques les plus frappantes des roqueries est leur isolement et, en général, l'absence de prédateurs terrestres tels les loups et les ours. Les otaries de Steller se reproduisent sur des rochers parmi les plus isolés et les plus dénudés du Pacifique Nord. Les roqueries sont situées dans des régions où les courants sont relativement forts, la salinité élevée, la température à la surface basse et l'eau peu profonde, caractéristiques qui correspondraient à une forte productivité océanique et donc à des aires d'alimentation optimales (Ban *et al.*, données inédites). Les échoueries se caractériseraient essentiellement par un terrain relativement plat, accessible et à l'abri de la houle et des vagues (Edie, 1977). Les otaries vont dans les zones protégées pendant les tempêtes et dans les zones mouillées quand il fait très chaud (Edie, 1977). L'accès à un terrain surélevé est également important pour la mise bas, les animaux plus âgés capables d'aller à la mer occupant des zones plus basses et plus exposées. Les roqueries de Colombie-Britannique sont des milieux rocheux, sauf depuis quelques années, alors que de plus en plus d'animaux ont commencé à se reproduire sur les plages de gravier du côté est (sous le vent) de l'île Triangle (Olesiuk, données inédites).

Les 21 échoueries permanentes de Colombie-Britannique, situées en général dans des zones exposées le long de la côte ouest, comprennent des affleurements et des îlots rocheux. Environ la moitié d'entre elles ont été signalées en 1913, lors des premiers relevés (Newcombe et Newcombe, 1914), et environ le quart semblent avoir été colonisées après le début des années 1970, soit depuis les premiers relevés aériens. Avec la croissance des populations en Colombie-Britannique, certaines échoueries qui étaient surtout occupées en hiver (voir plus bas) ont connu une occupation plus continue, d'où leur reclassification comme échoueries permanentes (Olesiuk, 2003).

L'occupation des échoueries hivernales semble plus fluide que celle des échoueries permanentes. La plupart des échoueries hivernales sont situées dans des zones abritées comme le détroit de Géorgie, le détroit de Juan de Fuca et le détroit de la Reine-Charlotte. Outre les substrats naturels, on trouve dans les échoueries hivernales des estacades, des flots, des jetées et des quais. Les animaux peuvent aussi se reposer dans l'eau quand il y a une tempête ou une forte houle et que les échoueries sont inondées, ou lorsqu'ils se trouvent près de concentrations de proies sans échouerie propice à proximité (Kenyon et Rice, 1961). On appelle *rafting* (« faire la planche ») ce comportement souvent collectif où habituellement les otaries se couchent à la surface, les nageoires en l'air et le museau émergeant à l'occasion à la surface, le temps d'une respiration (Olesiuk et Bigg, 1988). Dans la partie sud de la Colombie-Britannique, les otaries de Steller partagent souvent leurs échoueries hivernales avec des otaries de Californie (*Zalophus californianus*) mâles adultes et subadultes (Hancock, 1970; Brenton, 1977; Bigg, 1985).

On ne sait pas très bien comment les otaries de Steller exploitent leur habitat aquatique. On observe généralement ces animaux à moins de 60 km de la terre, dans des eaux d'une profondeur inférieure à 400 m, mais elles peuvent s'aventurer à plusieurs centaines de kilomètres des côtes et au large de la plate-forme continentale (Kenyon et Rice, 1961; Merrick et Loughlin, 1997). L'otarie de Steller s'aventure parfois aussi en eau douce (Jameson et Kenyon, 1977; Roffe et Mate, 1984; Beach *et al.*, 1985). En Colombie-Britannique, les otaries se rassemblent souvent dans le bas Fraser pendant la montaison des eulakanes au printemps (Bigg, 1985), et on les voit à l'occasion faire la planche jusqu'à 35 km en amont (Olesiuk, données inédites). Les otaries de Steller se rassemblent également dans les estuaires l'automne venu pour se nourrir de saumons pré-génésiques (Bigg *et al.*, 1990).

Tendances

La première roquerie abandonnée à la suite des abattages de 1913 à 1915 pourrait avoir été le rocher Watch, où l'on avait compté une douzaine de petits en 1913 (Bigg, 1985). En 1938, les programmes de lutte contre les prédateurs avaient déjà fait disparaître les deux autres roqueries qui formaient le groupe Sea Otter – les

rochers Virgin et les rochers Pearl (figure 2). L'abattage de prédateurs se fit rare pendant la décennie suivante. Cependant, l'aviation et la marine canadiennes tuèrent un nombre important d'individus dans les années 1940 lors d'exercices de bombardement sur les populations reproductrices qui restaient (Pike et Maxwell, 1958; Bigg, 1985). La lutte contre les prédateurs et la récolte à des fins commerciales ont recommencé dans la période en 1956-1966, décimant encore davantage la population de Colombie-Britannique (Bigg, 1985; Olesiuk, 2003). Aucune tentative d'éliminer l'otarie de Steller n'a eu lieu depuis qu'elle est protégée en vertu de la *Loi sur les pêches*, soit depuis 1970. La mise bas n'a jamais recommencé sur les anciennes roqueries depuis la fin du programme d'abattage, et aucune nouvelle roquerie ne s'est établie en Colombie-Britannique depuis le premier relevé des populations, réalisé au début du 20^e siècle.

L'aire de répartition canadienne de l'otarie de Steller est délimitée par les frontières internationales avec les États-Unis. On trouve des populations reproductrices en Californie et en Oregon, mais pas dans l'État du Washington. On n'avait pas vu de roqueries dans le sud-est de l'Alaska au début du 20^e siècle, mais des animaux ont commencé à se reproduire à l'île Forrester, environ 25 km au nord de la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alaska, peu après la mise en œuvre de programmes de lutte contre les prédateurs dans la province. Rowley (1929) mentionne, sans préciser la date, l'existence à cet endroit d'une roquerie de 50 à 100 animaux peu avant 1930; Imler et Sarber (1947) y ont recensé 350 individus en août 1945. La roquerie de l'île Forrester connaît par la suite une forte croissance : 2 500 animaux s'y trouvent en 1957 (Mathisen et Lopp, 1963); c'est aujourd'hui le plus grand groupe reproducteur au monde. Étant donné que cette roquerie est très proche de la frontière canadienne, on peut difficilement séparer la Colombie-Britannique du sud-est de l'Alaska dans l'évaluation des tendances démographiques. Les otaries de Steller ont aussi établi de nouvelles roqueries ailleurs dans le sud-est de l'Alaska, aux îles Hazy vers 1985 et aux îles White Sisters en 1992; plus récemment, des petits sont nés aux rochers Graves et Baili (Calkins *et al.*, 1999; Pitcher *et al.*, 2003).

Protection et propriété des terrains

La gestion des mammifères marins dans les eaux canadiennes relève du gouvernement fédéral. Depuis 1970, l'otarie de Steller est protégée en vertu de divers règlements édictés aux termes de la *Loi sur les pêches* et mis en application par le ministère des Pêches et des Océans (MPO). Bien que l'habitat du poisson – qui comprend par définition celui des otaries – jouisse d'une protection générale aux termes de la *Loi sur les pêches*, les roqueries de reproduction des îles Scott, ainsi que plusieurs échoueries de cet archipel, sont également désignées réserves écologiques en vertu de l'*Ecological Reserves Act* de la Colombie-Britannique. La roquerie du cap St. James a déjà été elle aussi une réserve écologique, mais cette désignation a été supplantée par la création en 1987 de la réserve de parc national Gwaii Haanas aux termes de la *Loi sur les parcs nationaux* du Canada. Une loi récemment adoptée permettra officiellement l'ajout d'une composante marine à cette

réserve, qui est cogérée par le gouvernement fédéral et la nation haïda. Ainsi, deux des trois aires de reproduction existantes sont protégées (seule celle des rochers North Danger ne l'est pas). Le prélèvement de ressources est interdit et les visites sont contrôlées par un système de permis. Le MPO a également commencé à établir une série de zones de protection marine (ZPM) aux termes de la nouvelle *Loi sur les océans*, entrée en vigueur en 1996. Les rochers Race ont été l'une des deux premières ZPM pilotes à être établies sur la côte du Pacifique, en partie parce qu'ils ont été considérés comme une importante échouerie hivernale pour l'otarie de Steller et l'otarie de Californie.

BIOLOGIE

Généralités

Les premières observations sur des otaries de Steller nous viennent de Scammon (1874), Allen (1880), Elliot (1882) et Rowley (1929). Comme on ne faisait pas la récolte de l'espèce à des fins commerciales et qu'on ne disposait d'aucun spécimen, la biologie générale de l'otarie de Steller nous est demeurée à peu près inconnue jusqu'aux années 1960. Plus récemment, Schusterman (1981), Loughlin *et al.* (1987), Hoover (1988) et Loughlin (1998, 1999) ont publié des études sur le sujet. L'otarie de Steller est actuellement l'un des mammifères marins les plus intensivement étudiés au monde (voir NMFS, 1992; Strick, 1993; Hunter et Trites, 2001).

En Colombie-Britannique, la première étude sur l'otarie de Steller a été menée par Newcombe et Newcombe (1914) et Newcombe *et al.* (1918). Bien que l'espèce ait fait l'objet de programmes intensifs de lutte contre les prédateurs pendant la première moitié du 20^e siècle, on ne lui a guère consacré de recherches avant que G. Pike et ses collègues n'examinent des spécimens récoltés à des fins commerciales au cours des années 1960 (Pike et Maxwell, 1958; Pike, 1961; Spalding, 1964a, b). Des études du comportement ont été réalisées à partir des années 1970 aux roqueries et aux échoueries par H.D. Fisher et ses élèves (Harestad et Fisher, 1975; Brenton, 1977; Edie, 1977; Harestad, 1977; Fisher, 1981). On a évalué l'abondance, la répartition et la situation de l'otarie de Steller en Colombie-Britannique pendant les décennies 1980 (Bigg, 1984, 1985, 1988) et 1990 (Olesiuk, 2003; Olesiuk *et al.*, 2003).

Cycle vital

Seules les otaries de Steller ayant atteint leur maturité sexuelle reviennent aux roqueries (ainsi que quelques jeunes qui dépendent encore de leur mère). Les mâles sont les premiers à arriver, au début de mai, pour affronter les autres mâles adultes et établir leur territoire (Gisiner, 1985). Les femelles pleines commencent à arriver aux roqueries au cours de la deuxième quinzaine de mai et mettent bas un seul petit dans les quelques jours qui suivent leur arrivée (Gentry, 1970). Les mères

resteront à terre avec leur petit pendant environ une semaine, avant de partir régulièrement se nourrir au large pendant un jour en moyenne, chaque sortie d'alimentation étant suivie d'un jour à terre (Higgins, 1984; Merrick, 1987; Hood et Ono, 1997; Milette et Trites, 2003). La copulation se produit généralement avant la première sortie d'alimentation.

Les nouveau-nés sont précoces : leurs yeux sont ouverts et ils sont capables de ramper dès la naissance. Ils commencent à fréquenter les bâches et les zones intertidales à environ 2 semaines et nagent en eau libre vers l'âge de 4 semaines, quand les mères commencent à déménager leurs petits des roqueries aux échoueries avoisinantes (Sandegren, 1970; Gentry, 1974). À la fin août, il ne reste que quelques animaux sur les roqueries.

Les échoueries permanentes sont fréquentées par les animaux immatures, les femelles non gravides et celles qui allaitent encore des petits nés les étés précédents, qui ne retournent pas aux roqueries. Certains mâles fréquentent aussi des échoueries estivales, y établissent leur territoire et, parfois, s'accouplent avec des femelles adultes (Trites, données inédites). Après la saison estivale de reproduction, les otaries de Steller fréquentent les échoueries permanentes ainsi que des échoueries hivernales qui sont parfois à une distance considérable de leur roquerie. Les femelles avec des petits dépendants peuvent séjourner à une seule échouerie ou voyager avec leurs petits d'échouerie en échouerie. La durée moyenne des sorties d'alimentation des femelles en lactation pendant l'hiver est d'environ deux jours, suivis d'un jour à terre (Trites et Porter, 2002). Pendant la période internuptiale, des individus des deux sexes et de tous âges partagent les mêmes échoueries. Cependant, les otaries sans jeune à nourrir peuvent prolonger leurs séjours en mer.

Reproduction

Les otaries de Steller vivent selon un régime d'accouplement polygyne qui semble synchronisé dans toute l'aire de répartition de l'espèce (Bigg, 1985). Les mâles commencent à produire du sperme à l'âge de 3 à 7 ans (Calkins et Pitcher, 1982), mais d'après ce qu'on en sait, seuls ceux qui détiennent un territoire s'accouplent. La plupart des mâles qui défendent un territoire ont entre 9 et 13 ans (Thorsteinson et Lensink, 1962) et peuvent le faire plusieurs années de suite (de 1 à 7 ans) (Gisiner, 1985). Le ratio entre le nombre de femelles adultes et de mâles territoriaux est généralement de 10 à 15 pour 1 (Pike et Maxwell, 1958; Merrick, 1987). Les mâles qui réussissent à établir leur territoire le conservent généralement pendant 40 jours en moyenne (de 20 à 68 jours) sans se nourrir (Gentry, 1970). Les avantages que confère une forte corpulence pour l'acquisition et la défense du territoire et pour les réserves d'énergie et peut-être d'eau qu'elle procure pendant l'occupation explique probablement le dimorphisme sexuel quant à la taille chez l'otarie de Steller (Fisher, 1958; Repenning, 1976).

Les femelles ont leur première ovulation à l'âge de 3 à 6 ans. Après la fécondation, le développement embryonnaire est interrompu pendant environ 3 mois, jusqu'à ce que l'implantation se fasse en septembre ou octobre (implantation retardée), pour une période de gestation d'environ 8 à 9 mois (Vania et Klinkhart, 1967; Calkins et Pitcher, 1982). La majorité des femelles adultes conçoivent chaque année, mais le taux d'infécondité et d'avortement semble élevé. Pitcher *et al.* (1998) rapportent que 97 p. 100 des femelles prélevées dans le golfe d'Alaska étaient gestantes au début de la période de gestation, mais que le taux de gravidité a baissé jusqu'à 67 p. 100 et 55 p. 100 vers la fin de la période de gestation au cours des décennies 1970 et 1980, respectivement. Personne n'a encore estimé les taux de gravidité chez l'otarie de Steller en Colombie-Britannique.

La période de lactation est extrêmement longue pour un Pinnipède. On a vu quelques petits rester avec leur mère pendant 3 ans, mais on croit que la plupart sont sevrés avant leur premier anniversaire (Calkins et Pitcher, 1982; Trites *et al.*, 2001). Il arrive qu'une femelle séjournant à une roquerie allaite à la fois un nouveau-né et un petit d'un an.

Survie

Outre l'être humain, le principal prédateur de l'otarie de Steller est l'épaulard (Morton, 1990; Baird et Dill, 1995; Ford *et al.*, 1998), qui peut s'attaquer sélectivement aux petits et aux juvéniles (Barrett-Lennard *et al.*, 1995). De grands requins peuvent aussi s'attaquer à l'otarie de Steller dans la partie sud de son aire de répartition (Stroud, 1978; Ainley *et al.*, 1981). On a déjà vu des ours s'attaquer à des petits sur des roqueries en Russie (T. Loughlin, National Marine Mammal Laboratory, Seattle, Washington, comm. pers.).

La mortalité des nouveau-nés au cours du premier mois de leur vie paraît généralement élevée; elle est liée à des facteurs tels que les tempêtes (Pike et Maxwell, 1958; Orr et Poulter, 1967). La principale cause de décès des petits est la noyade – non qu'ils ne sachent pas nager, mais parce qu'ils sont incapables de revenir à terre (Orr et Poulter, 1967; Edie, 1977). Les morsures, les bousculades ou l'écrasement par un animal plus âgé font aussi des victimes chez les petits, tout comme l'abandon ou la séparation d'avec la mère (Orr et Poulter, 1967; Gentry, 1970; Sandegren, 1970; Sandegren, 1976).

Il est difficile d'estimer le taux de mortalité juvénile, à cause des biais possibles dans l'échantillonnage, mais il semble assez élevé pour les deux sexes. Calkins et Pitcher (1982) et York (1994) estiment qu'environ 48 p. 100 des femelles et 26 p. 100 des mâles survivent jusqu'à l'âge de 3 ans. Le taux de mortalité est nettement plus faible chez les adultes (~10-15 p. 100 par an chez les femelles et ~13-25 p. 100 chez les mâles). Le taux de mortalité plus élevé chez les mâles fait progressivement pencher le ratio mâles : femelles en faveur des femelles. Les records de vieillesse observés en milieu naturel sont d'environ 18 ans chez les mâles et de 30 ans chez les femelles (Calkins et Pitcher, 1982). Cependant, la longévité (définie selon le

99^e percentile des individus d'âge connu) est d'environ 14 ans chez les mâles et de 22 ans chez les femelles (Trites et Pauly, 1998). Il faut souligner que les seules tables de survie dont on dispose sont dérivées de spécimens prélevés dans le golfe d'Alaska juste avant de forts déclin de la population (voir « Taille et tendances des populations »), et que les paramètres du cycle vital et des populations (l'espérance de vie et la durée de génération, entre autres) peuvent varier avec la situation des populations. Chez les mammifères marins, il est généralement admis que ce sont principalement les paramètres qui influent sur le taux de reproduction, en particulier celui des jeunes animaux (âge au premier accouplement, taux de fécondité, taux de survie des juvéniles), qui dépendent de la densité (Eberhardt, 1985; Fowler, 1987).

Les tables de survie de l'otarie de Steller (Calkins et Pitcher, 1982; Trites et Larkin, 1992; York, 1994) indiquent que l'âge moyen des femelles ayant atteint la maturité sexuelle (durée de génération) est d'environ 10 ans, et que les individus adultes (mâles et femelles) capables de se reproduire forment environ 40 p. 100 de la population totale (petits inclus).

Physiologie

Les besoins alimentaires de l'otarie de Steller varient en fonction du type et de la qualité des proies disponibles (Perez, 1994; Rosen et Trites, 1999, 2000b, c). En captivité, les femelles adultes ayant une alimentation mixte composée de divers poissons en consomment en moyenne de 10 à 12 kg par jour et les mâles adultes, 20 kg par jour (Kastelein *et al.*, 1990; Perez *et al.*, 1990). Cependant, selon les prévisions obtenues par des modèles bioénergétiques, les besoins alimentaires quotidiens de l'otarie de Steller en milieu naturel (où elle est plus active, se reproduit et tend à avoir un régime alimentaire de qualité moindre) se rapprochent davantage de 15 à 20 kg pour une femelle adulte et de 30 à 35 kg pour un mâle adulte (Winship *et al.*, 2002). Chez les femelles, les besoins énergétiques quotidiens correspondent à environ 14 p. 100 du poids corporel pour une femelle de 1 an et à 7 p. 100 pour une adulte. Les otaries qui consomment en proportion plus élevées des poissons faibles en gras, comme des Gadidés, doivent s'alimenter nettement plus que celles qui consomment des poissons plus gras, comme le hareng (Trites et Donnelly, 2003; Winship et Trites, 2003).

L'otarie de Steller est capable de plonger au moins jusqu'à 310 m de profondeur (Andrews, 1999) et de rester sous l'eau pendant plus de 8 minutes (Swain et Calkins, 1997); la plupart des plongées se font à une profondeur de 15 à 50 m et durent de 1,5 à 2,5 min (Merrick et Loughlin, 1997; Swain et Calkins, 1997; Loughlin *et al.*, 1998; Andrews, 1999; Swain, 1999). L'aptitude à plonger s'acquiert pendant la première année de vie. Les petits de moins de 1 mois ne plongent pas à plus de 10 m, mais la profondeur de plongée atteint presque 100 m à l'âge de 5 mois et dépasse les 200 m à 10 mois (Merrick et Loughlin, 1997; Rehberg *et al.*, 2001).

Déplacements et dispersion

L'otarie de Steller revient généralement s'accoupler à sa roquerie natale, certains échanges entre roqueries voisines étant possibles (Calkins et Pitcher, 1982, 1996). Au moins un animal marqué comme petit sur l'île Forrester, dans le sud-est de l'Alaska, a été vu à l'âge adulte avec un nouveau-né à 400 km de là, à la roquerie du cap St. James (Raum-Suryan et Pitcher, 2000). Dans certains cas, la population d'une roquerie s'augmente de femelles reproductrices venues d'autres roqueries, comme en témoigne de toute évidence l'expansion rapide de plusieurs nouvelles roqueries observée dans le sud-est de l'Alaska depuis les années 1980 (Calkins *et al.*, 1999; Pitcher *et al.*, 2003).

La télémétrie et les études de marquage démontrent que ces animaux sont très mobiles : ils peuvent parcourir des centaines de kilomètres et fréquenter plusieurs échoueries en quelques semaines ou quelques mois (Merrick et Loughlin, 1997; Loughlin *et al.*, 1998, 2003; Raum-Suryan *et al.*, 2002). Un petit étiqueté à l'île Sugarloaf, dans le golfe d'Alaska, a été observé 4 ans plus tard dans le chenal Douglas, sur la côte centrale de la Colombie-Britannique, soit, en suivant le rivage, à 1 700 km au sud-est de son lieu de naissance (Loughlin, comm. pers.; Olesiuk, données inédites). À l'inverse, on a observé des petits étiquetés au cap St. James rendus au stade subadulte au cap St. Elias, dans la baie Prince William, en Alaska, soit 1 500 km plus au nord-ouest en suivant le rivage (Calkins, 1981; Fisher, 1981). Le nombre d'animaux aux échoueries permanentes est relativement constant pendant toute l'année, mais le nombre d'individus aux échoueries hivernales diminue pendant la saison de reproduction, soit de mai à août, alors que les animaux se rendent aux roqueries (Bigg, 1985).

Bien que l'espèce soit considérée comme non migratrice, on constate des déplacements saisonniers bien définis dans certaines portions de son aire de répartition. Après la saison de reproduction, on voit des otaries de Steller et des otaries de Californie mâles migrer vers le nord le long de la côte de l'Oregon (Mate, 1975), observation qui coïncide avec une forte croissance du nombre d'animaux qui hivernent au large du sud de l'île de Vancouver (Bigg, 1985).

Il semble qu'avant leur sevrage, les petits (âgés de 0 à 3 ans) restent relativement près des échoueries pendant que leur mère s'alimente au large (Trites et Porter, 2002). Une fois sevrés, les jeunes mâles semblent se disperser plus largement que les femelles; on en a vu à plusieurs centaines de kilomètres de leur roquerie natale (Raum-Suryan *et al.*, 2002). Cependant, les mâles comme les femelles semblent revenir à la roquerie où ils sont nés quand ils ont atteint leur maturité sexuelle.

Les animaux qui séjournent aux roqueries tendent à aller davantage à terre pendant la journée; le nombre maximum d'individus à terre étant observé entre 10 h et 18 h (Withrow, 1982; Higgins, 1984; Milette, 1999). On n'a noté aucune tendance dans l'utilisation journalière des échoueries en hiver, où la durée du jour est

nettement réduite (Porter, 1997). Certains facteurs environnementaux, notamment l'état de la mer, la température de l'air, la vitesse et la direction du vent, la couverture de brume et de nuages, la pression barométrique, la hauteur de la houle et les marées, sont corrélés avec le comportement d'échouement des animaux et pourraient influencer sur celui-ci (Withrow, 1982; de Blois, 1986; Kastelein et Weltz, 1990; Porter, 1997; Calkins *et al.*, 1999). L'influence de ces facteurs est probablement plus importante aux échoueries, qui tendent à être plus exposées et à offrir moins de protection, qu'aux roqueries.

En mer, on voit les otaries de Steller seules ou en groupes de plusieurs animaux (Bonnell *et al.*, 1983). Cependant, les animaux qui se nourrissent de petits poissons vivant en bancs semblent s'alimenter en coopération, leurs groupes pouvant réunir jusqu'à 100 animaux qui plongent et font surface en synchronie (Fiscus et Baines, 1966; Loughlin *et al.*, 1983; Olesiuk, obs. pers.; Loughlin et DeLong, 1983). La recherche de nourriture semble se faire surtout la nuit, d'après la télémétrie par satellite (Loughlin *et al.*, 1998; Loughlin *et al.*, 2003) et la tendance qu'a l'animal à aller à terre le jour (Withrow, 1982; Higgins, 1984; Milette, 1999). De plus, les prises accidentelles dans les pêches se font surtout entre 20 h et 5 h (Loughlin et Nelson, 1986).

Les activités de recherche de nourriture sont plus localisées pendant la saison de reproduction. En revanche, les déplacements saisonniers des animaux en dehors de la saison de reproduction (de septembre à mai) sont beaucoup plus importants et sont probablement liés à la répartition des poissons dont ils se nourrissent. Les principales zones d'hivernage des otaries au large du sud de l'île de Vancouver varient en fonction de la répartition des harengs pré-génésiques. Les otaries se rassemblent également dans des estuaires à l'automne à l'époque de la fraye du saumon et à l'embouchure du fleuve Fraser au printemps pour la montaison de l'eulakane (Bigg, 1985; Bigg *et al.*, 1990; Olesiuk, données inédites). Les sorties d'alimentation de femelles adultes suivies par satellite en Alaska se faisaient en moyenne sur une distance de 17 km en été et de 153 km en hiver (Merrick et Loughlin, 1997). Au large de la Californie, en été, les otaries de Steller sont concentrées dans un rayon de 1 à 13 km (7,0 km en moyenne) des roqueries et sortent en mer moins souvent qu'en automne, saison où elles s'éloignent de 7 à 59 km de leurs échoueries (28,2 km en moyenne) (Bonnell *et al.*, 1983). La superficie de l'aire d'alimentation des animaux immatures non reproducteurs semble se situer entre les superficies des aires d'alimentation estivale et hivernale des adultes (Merrick et Loughlin, 1997).

Nutrition et relations interspécifiques

On a identifié plus de 50 espèces de poissons et d'invertébrés dans le régime alimentaire d'otaries de Steller (Wilke et Kenyon, 1952; Pike, 1958; Spalding, 1964b; Pitcher, 1981; Sinclair et Zeppelin, 2002). À l'échelle régionale, le régime semble varier en fonction des proies les plus abondantes ou les plus accessibles, selon l'endroit et la saison. La proie de premier choix serait le poisson de taille petite ou moyenne vivant en bancs, soit, en Colombie-Britannique, des espèces telles que le

hareng, le merlu, le lançon, les saumons, l'aiguillat, l'eulakane et la sardine (Pike, 1958; Spalding, 1964b; Olesiuk et Bigg, 1988; Trites et Olesiuk, données inédites). Les poissons de fond tels que les sébastes, les poissons plats et les raies peuvent aussi assurer une bonne part du régime alimentaire (Trites et Olesiuk, données inédites). Outre le poisson, les calmars et les pieuvres sont des proies occasionnelles, dont on a cependant probablement exagéré l'importance dans les premières études parce que les becs de céphalopodes peuvent s'accumuler sur de longues périodes dans l'estomac des otaries (Bigg et Fawcett, 1985). On trouve parfois des crabes, des bivalves et d'autres invertébrés dans l'estomac et les fèces, mais il pourrait s'agir de proies secondaires consommées auparavant par les animaux dont l'otarie se nourrit. On a aussi vu des otaries de Steller se nourrir d'oiseaux de la famille des Laridés (O'Daniel et Schneeweis, 1992) et d'autres Pinnipèdes, notamment de nouveau-nés de phoques à fourrure (Gentry et Johnson, 1981) et de phoques communs (Pitcher et Fay, 1982; E. Mathews, Université de l'Alaska, Juneau, comm. pers.). La prédation d'autres Pinnipèdes semble plutôt rare, mais elle pourrait être plus importante à certains endroits.

Le passage d'un régime alimentaire à base de poisson gras (le hareng par exemple) à un régime à base de poisson maigre (comme la goberge de l'Alaska) a contribué au déclin de l'otarie de Steller dans le golfe d'Alaska et les Aléoutiennes (Alverson, 1992; Alaska Sea Grant, 1993; DeMaster et Atkinson, 2002; Trites et Donnelly, 2003). Les variations à grande échelle des conditions climatiques et océaniques peuvent se répercuter sur la dynamique des organismes marins (Benson et Trites, 2002), tout comme la pêche sélective et la surpêche (Pauly *et al.*, 1998); ces facteurs pourraient avoir un impact sur la quantité ou la qualité des proies de l'otarie de Steller. Des études d'alimentation contrôlée ont permis de démontrer que les otaries, en particulier les jeunes animaux, qui consomment de grandes quantités de poisson faible en gras comme la goberge n'arrivent pas toujours à maintenir leur masse corporelle (Rosen et Trites, 2000c; Azana, 2002). Ainsi, les interactions entre le climat, la pêche et les proies peuvent exercer une influence notable sur l'état nutritionnel des otaries de Steller, voire sur leur survie.

Adaptabilité

Si on se fie aux observations réalisées depuis un siècle, il est peu probable qu'une roquerie soit de nouveau colonisée si tous les animaux reproducteurs sont tués ou forcés de quitter les lieux. Il semble plutôt que des échoueries permanentes puissent devenir des roqueries si un nombre suffisant de femelles réussissent à y mettre bas. On a observé ce phénomène à plusieurs sites du sud-est de l'Alaska et à un site du golfe d'Alaska, mais nulle part ailleurs (Calkins *et al.*, 1999). Étant donné la rigidité et la nature traditionnelle des sites de reproduction, ainsi que la sensibilité des otaries aux perturbations (Lewis, 1987; Porter, 1997), il semble peu probable que de nouvelles roqueries puissent s'établir grâce à une intervention humaine. On a réussi à faire naître ou grandir des otaries de Steller en captivité (notamment au Hardervijk Dolphinarium des Pays-Bas et au Marine Science Centre de l'aquarium de Vancouver), mais on ignore si ces individus pourraient survivre d'eux-mêmes si on

les relâchait dans la nature. Une éventuelle recolonisation de la Colombie-Britannique se ferait probablement par l'immigration venue de roqueries d'Oregon ou du sud-est de l'Alaska.

L'otarie de Steller peut tolérer une large gamme de températures de l'air et de l'eau. Elle consomme des groupes de proies très variés, allant du poisson de fond aux espèces grégaires nageant entre deux eaux. Elle devrait donc être raisonnablement capable de s'adapter à des variations périodiques de la qualité et de la quantité des proies disponibles. Cependant, l'otarie de Steller tend à continuer de fréquenter les mêmes sites nombre d'années après que la répartition des proies semble avoir changé (Olesiuk, obs. pers.). Ainsi, les variations de l'abondance des proies associées à des régimes océaniques différents peuvent influencer sur la quantité d'otaries que le milieu peut soutenir.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

On croit que de la fin des années 1950 aux années 1970, l'abondance globale de l'otarie de Steller dans le Pacifique Nord (dans toute l'aire de répartition, de la Californie au Japon) a été stable, aux alentours de 250 000 à 300 000 individus (Kenyon et Rice, 1961; Loughlin *et al.*, 1984). La population a décliné par la suite jusqu'à environ 116 000 individus en 1989, 97 500 entre 1994 et 1995 et 95 000 en de 1999 à 2002 (Braham *et al.*, 1980; Merrick *et al.*, 1987; Loughlin *et al.*, 1992; Trites et Larkin, 1996; Sease *et al.*, 1999; Burkanov, 2000; Olesiuk, 2003; Pitcher *et al.*, 2003; Sease et Stinchcomb, 2003).

La chute de la population totale d'otaries de Steller est attribuable au déclin de l'espèce dans la portion ouest de son aire de répartition. Historiquement, la population de l'Ouest (du golfe d'Alaska à la Russie) était beaucoup plus importante que la population de l'Est (de la Californie au sud-est de l'Alaska); entre les années 1950 et les années 1970, elle comptait pour environ 90 p. 100 de la population totale (Kenyon et Rice, 1961; Loughlin *et al.*, 1984; Trites et Larkin, 1996). Le déclin semble avoir débuté dans la partie est des Aléoutiennes vers 1965 pour se propager au reste de l'archipel et au golfe d'Alaska un peu avant 1980. La population a chuté abruptement pendant la décennie 1980, puis à un rythme beaucoup plus lent après 1990 (York *et al.*, 1996). Entre 1999 et 2002, on estimait la population de l'Ouest à environ 50 000 individus (Burkanov, 2000; Sease et Stinchcomb, 2003), pour un déclin d'environ 80 p. 100 comparativement aux populations observées des années 1950 aux années 1970.

La population de l'Est (de la Californie au sud-est de l'Alaska) était historiquement beaucoup plus modeste que la population de l'Ouest, soit environ 10 p. 100 de la population totale des années 1950 aux années 1970 (Kenyon et Rice, 1961; Loughlin *et al.*, 1984; Trites et Larkin, 1996). Toutefois, contrairement à la population de l'Ouest, la population de l'Est s'accroît depuis quelques années (Calkins *et al.*, 1999; Olesiuk, 2003; Pitcher *et al.*, 2003). En 2002, la population de

l'Est était estimée à environ 45 000 individus (Pitcher et al., 2003), soit presque autant que la population de l'Ouest, naguère beaucoup plus abondante.

Pour comprendre la situation actuelle de l'otarie de Steller en Colombie-Britannique, il importe de la considérer dans le contexte des massacres et des mesures de gestion historiques, qui ont eu d'importantes répercussions sur l'abondance et la répartition de l'espèce (Bigg, 1985). De 1913 à 1969, on estime que 49 100 otaries ont été abattues dans le cadre de programme de lutte contre les prédateurs et que 5 700 autres animaux ont été récoltés à des fins commerciales (figure 3). L'abattage le plus intensif s'est fait aux rochers Virgin et Pearl, du groupe Sea Otter. Dans le but de protéger la pêche de saumon du bras de mer Rivers, des agents des pêches du gouvernement fédéral ont visité ces deux roqueries tous les ans à la mi-juin (1923-1939) et abattu au fusil le plus d'otaries reproductrices possible avant de débarquer pour assommer les petits, dont la plupart étaient trop jeunes pour s'échapper dans l'eau. Au total, environ 20 000 animaux (dont 7 000 petits) ont été tués de la sorte. Le recrutement a été pratiquement éliminé, les naissances ayant chuté d'environ 1 200 petits au début du programme de lutte contre les prédateurs à moins de 10 à la fin du programme. Les rochers Virgin et Pearl n'ont plus jamais servi de roqueries depuis. La mise bas n'y a ensuite été que sporadique, et ces sites servent d'échoueries.

Une fois anéanties les roqueries du groupe Sea Otter, les programmes de lutte contre les prédateurs se sont tournés vers les îles Scott, où environ 7 500 animaux (dont 2 800 petits) ont été abattus de 1936 à 1939. On a tenté de récolter les animaux afin d'en commercialiser la fourrure, mais cette entreprise s'est avérée non rentable. L'abattage à grande échelle fut interrompu pendant la Deuxième Guerre mondiale, bien que l'aviation et la marine canadienne aient tué un grand nombre d'animaux dans le cadre d'exercices de bombardement. Il n'existe toutefois aucun registre de l'ampleur de ces massacres (Bigg, 1985). On sait que plusieurs personnes chassaient le bébé otarie sur les îles Scott au début des années 1950; ces chasseurs coupaient et modifiaient le museau des otaries abattues et les faisaient passer pour des phoques communs pour toucher des primes (Olesiuk, données inédites). L'abattage dans le cadre de la lutte contre les prédateurs reprit de 1956 à 1966, non seulement aux îles Scott, mais aussi, pour la première fois, aux roqueries du cap St. James et des rochers North Danger. Au cours de cette période, on a abattu approximativement 11 600 animaux, dont environ 5 000 ont été récoltés en vue de leur commercialisation sous forme de nourriture pour vison, entreprise qui allait elle aussi s'avérer économiquement impraticable. Outre la lutte contre les prédateurs et la récolte à des fins commerciales, on rapporte que 764 animaux ont été abattus de 1913 à 1969 à des fins de recherche.

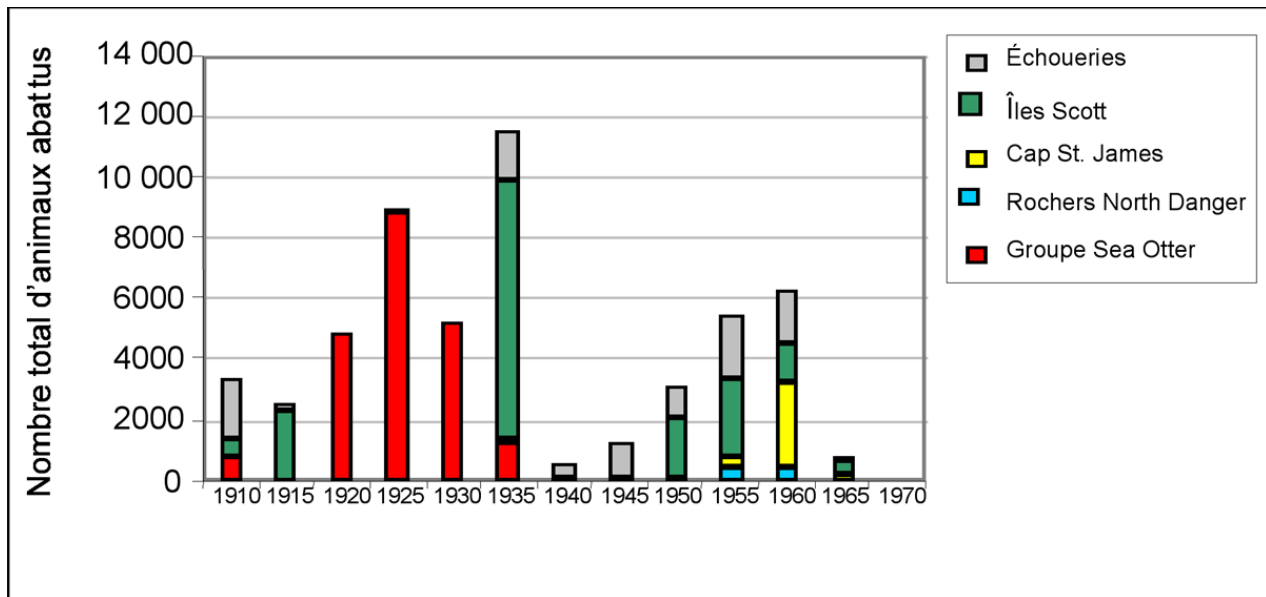


Figure 3. Nombre total d'otaries de Steller dont l'abattage a été déclaré en Colombie-Britannique dans le cadre de programmes de lutte contre les prédateurs et de récoltes à des fins commerciales de 1913 à 1970. Les données ont été regroupées et additionnées sur des périodes de 5 ans; les couleurs correspondent aux principales aires de reproduction. La comparaison avec la figure 4 montre l'impact qu'ont eu ces abattages sur les populations. (Données tirées de Bigg, 1984.)

Bigg (1984, 1985) a compilé les observations et dénombrements historiques d'otaries de Steller pour la période de 1892 à 1984 et s'en est servi pour reconstituer les tendances historiques des effectifs de reproducteurs sur les roqueries. Son étude tient méticuleusement compte de la fiabilité probable des observations, du moment des dénombrements dans le contexte du cycle vital de l'otarie de Steller, ainsi que des effets potentiels des perturbations. Bigg (1985) conclut que les programmes de lutte contre les prédateurs et les récoltes à des fins commerciales ont décimé les populations reproductrices et estime que les roqueries de Colombie-Britannique étaient fréquentées par environ 14 000 animaux (de tous âges, y compris les petits) au moment des premiers relevés de 1913 à 1916 (figure 4). L'extermination des roqueries du groupe Sea Otter, combinée à une légère augmentation du nombre d'animaux se reproduisant aux îles Scott, donne pour 1938 une population totale réduite à environ 12 000 individus. En 1956, la population des roqueries avait encore décliné, jusqu'à 8 900 à 9 400 otaries (dont 2 850 petits) (Pike et Maxwell, 1958; Bigg, 1985). La population a chuté brusquement avec la reprise de la lutte contre les prédateurs et de la récolte à des fins commerciales de 1956 à 1966. La population des roqueries de Colombie-Britannique n'était plus que de 4 550 individus en 1961 et de 3 390 animaux (dont 940 petits) en 1971, année du premier relevé aérien. Ainsi, la population d'otaries de Steller en Colombie-Britannique a diminué jusqu'à environ le quart de sa taille historique à cause de la lutte contre les prédateurs et de la récolte à des fins commerciales (Bigg, 1985; Olesiuk, 2003). Il faut souligner que la subjectivité associée à l'interprétation des premiers relevés empêche toute analyse statistique formelle des tendances historiques des effectifs.

Les méthodes de dénombrement aérien des otaries de Steller ont été élaborées au milieu des années 1960 (Mathisen et Lopp, 1963) et sont normalisées depuis le début des années 1970 (Mate, 1977; Withrow, 1982; Bigg, 1985; Olesiuk *et al.*, 1993). Généralement, on prend des photos à angle oblique sur pellicule 35 mm à partir d'un petit aéronef à voilure fixe décrivant des cercles au-dessus d'une échouerie ou d'une roquerie pendant la saison de reproduction. Les relevés donnent un indice de l'abondance relative; en effet, on ne voit jamais tous les animaux, plusieurs étant partis en mer à la recherche de nourriture. En Colombie-Britannique, les relevés sont effectués pendant la dernière semaine de juin et la première de juillet; à cette époque de l'année, la plupart des petits sont nés, mais ils sont généralement trop jeunes pour avoir commencé à s'éloigner des roqueries (Olesiuk, 2003). Depuis quelques années, on utilise la photographie verticale format moyen à haute définition, en particulier pour recenser les petits (Snyder *et al.*, 2001; Olesiuk, 2003). Les tables de survie nous donnent une estimation du ratio entre les petits et les autres groupes d'âge et, partant, un moyen d'évaluer la taille de la population totale (Calkins et Pitcher, 1982; Loughlin *et al.*, 1992; Trites et Larkin, 1996; Sease *et al.*, 1999; Olesiuk, 2003). Il faut toutefois souligner que les seules tables de survie dont on dispose sont dérivées de spécimens prélevés dans le golfe d'Alaska juste avant d'importants déclin des populations et que les facteurs de multiplication servant à estimer la population totale peuvent varier en fonction de la situation des populations.

On effectue des relevés aériens en Colombie-Britannique à intervalles de 4 ou 5 ans depuis la protection de l'espèce en 1970. Les relevés indiquent que le nombre de petits comme celui des autres individus sur les roqueries se sont tous deux accrus à un taux moyen annuel de 3,2 p. 100, la population reproductrice ayant doublé depuis 1970 (figure 5; annexes 1 et 2; Olesiuk, 2003). Cependant, la majeure partie de cette croissance semble s'être produite depuis le relevé de 1982 pour les individus autres que les petits et depuis celui de 1987 pour les petits. Au total, le nombre d'animaux sur les roqueries de Colombie-Britannique est passé à environ 8 900, soit environ 65 p. 100 du nombre d'animaux présents avant l'abattage à grande échelle (figure 4). On estime la production totale de petits en Colombie-Britannique en 2002 entre 3 300 et 3 600 individus (Olesiuk, 2003; Olesiuk *et al.*, 2003). Si on applique des facteurs de correction pour tenir compte des animaux se trouvant en mer au moment des relevés, on peut estimer le nombre total d'otaries de Steller présentes dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique pendant la saison de reproduction à environ 18 400 à 19 700 individus (tous âges confondus, y compris les animaux non reproducteurs associés aux roqueries du sud-est de l'Alaska) (Olesiuk, 2003).

Comme nous l'avons souligné précédemment, on peut difficilement séparer les tendances des populations en Colombie-Britannique de celles dans le sud-est de l'Alaska depuis qu'une grande roquerie s'est établie à l'île Forrester, juste au nord de la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alaska. Comme on n'avait jamais vu d'otaries de Steller se reproduire dans le sud-est de l'Alaska au début du 20^e siècle, les 14 000 animaux recensés sur les roqueries de Colombie-Britannique représentaient la totalité de la population reproductrice en Colombie-Britannique et

dans le sud-est de l'Alaska. Cependant, pendant la mise en œuvre des programmes de lutte contre les prédateurs en Colombie-Britannique, des animaux ont commencé à se reproduire à l'île Forrester. Le nombre d'animaux reproducteurs s'est fortement accru, passant de moins de 100 au début du siècle à environ 2 400 animaux (dont 1 100 petits) en 1961 et à 6 160 animaux (dont 2 370 petits) en 1973 (Bigg, 1985). Cela correspond à un taux annuel moyen de croissance de la production de petits de 6 p. 100, mais ce taux a chuté dans les années 1980 et la production de petits sur l'île Forrester a été stable pendant la décennie 1990 (Calkins *et al.*, 1999). Cependant, à peu près en même temps que la population se stabilisait à l'île Forrester, les animaux ont commencé à établir de nouvelles roqueries plus au nord dans le sud-est de l'Alaska (Calkins *et al.*, 1999), et le taux de croissance sur les roqueries de Colombie-Britannique s'est accru (Olesiuk, 2003). La population reproductrice totale de Colombie-Britannique et du sud-est de l'Alaska a donc connu un taux de croissance assez constant d'environ 2,4 p. 100 depuis les années 1960, ce qui donne aujourd'hui une abondance presque trois fois plus importante qu'il y a 40 ans (Olesiuk, 2003), et de 50 p. 100 plus forte que celle observée au début du 20^e siècle, avant le début de l'abattage à grande échelle (figure 4).

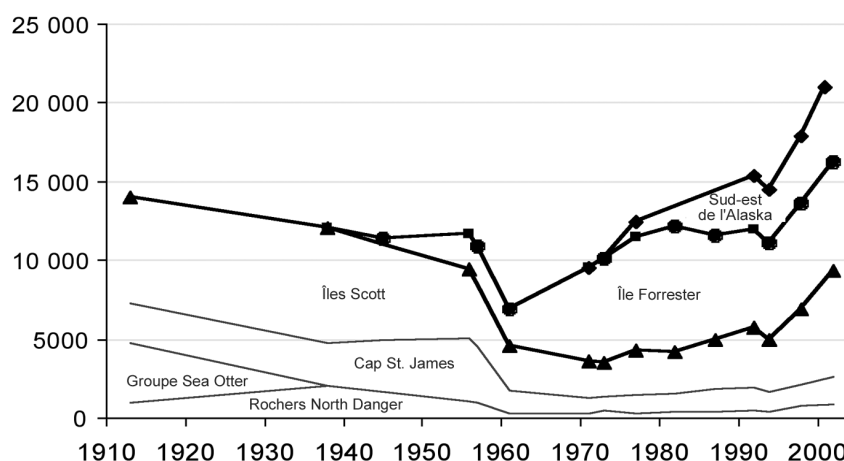


Figure 4. Tendances historiques du nombre total d'otaries de Steller (petits et adultes) sur les roqueries de reproduction en Colombie-Britannique (—▲—), à l'île Forrester (Alaska) (—●—), et sur les autres nouvelles roqueries du sud-est de l'Alaska (—◆—). Les traits fins au bas de la figure indiquent la répartition des individus entre les principales aires de reproduction de Colombie-Britannique. Les comptes de petits à partir de diapositives 35 mm ont été multipliés par un facteur de 1,05 pour les roqueries de Colombie-Britannique et de 1,25 pour l'île Forrester afin de tenir compte des petits cachés sur les photographies prises à angle oblique (voir Olesiuk *et al.*, 2003) (d'après Bigg, 1985).

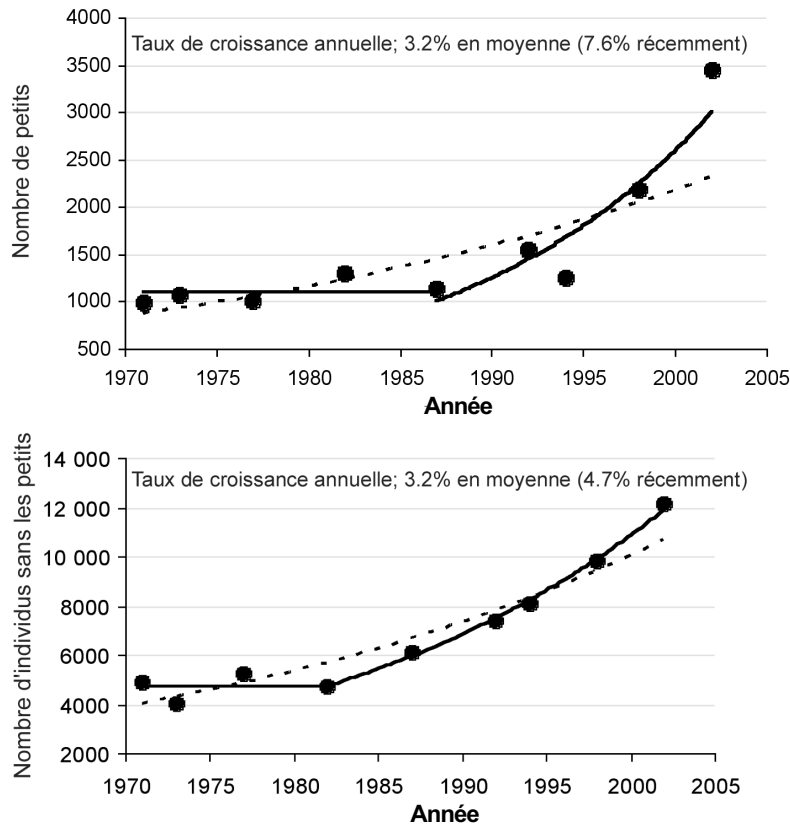


Figure 5. Tendances récentes du nombre A) d'individus sans les petits (roqueries et échoueries), B) de petits (roqueries) comptés lors des relevés aériens effectués en Colombie-Britannique de 1971 à 2002. Les lignes tiretées indiquent les tendances moyennes générales, tandis que les lignes continues rendent compte de l'évolution du taux de croissance de la population. Les comptes de petits ont été multipliés par un facteur de 1,05 pour tenir compte des petits cachés sur les photographies 35 mm prises à angle oblique (Olesiuk *et al.*, 2003).

L'otarie de Steller ne se reproduit pas sur les côtes de l'État du Washington, bien qu'il arrive qu'un petit naisse à une échouerie (S. Jeffries, Washington Department of Fish and Wildlife, Tacoma, comm. pers.). Les roqueries relativement modestes de l'Oregon semblent s'accroître lentement elles aussi et leur taille a doublé depuis les années 1970 (Brown et Reimer, 1992; Angliss *et al.*, 2001). Par ailleurs, le nombre d'otaries de Steller est demeuré stable dans le nord de la Californie et a diminué dans le sud de l'État depuis les années 1960.

FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

Il existe deux grandes catégories de facteurs limitatifs pour les otaries de Steller. La première est la catégorie des facteurs anthropiques comme l'abattage, les prises accidentelles dans les engins de pêche, les débris dans lesquels les animaux peuvent se prendre, les accidents catastrophiques, les polluants environnementaux ainsi que le déplacement des animaux hors de leurs habitats ou la dégradation de ces derniers. La deuxième catégorie de menaces comprend les fluctuations naturelles des populations de proies, la prédation par les épaulards et les maladies.

Pour la plus grande partie du 20^e siècle, le plus important facteur de limitation des effectifs de l'otarie de Steller a été sans aucun doute l'abattage, qui n'a été nulle part plus intense qu'en Colombie-Britannique. Bien que quelques individus soient encore tués comme mesure de lutte contre les prédateurs dans les salmonicultures et dans les exploitations d'œufs de hareng sur algues, et bien qu'un nombre inconnu d'otaries soient prises de façon accidentelle dans des engins de pêche, prélevées par des Autochtones à des fins de subsistance ou tuées illégalement, le récent rétablissement des effectifs nous permet de conclure que le niveau actuel de mortalité demeure dans des limites qui permettent le maintien d'une population durable.

Les Autochtones chassent l'otarie de Steller à l'occasion, mais les niveaux de récolte sont inconnus. La consommation d'otaries par les Premières Nations semble avoir diminué tout au long du 19^e siècle et, depuis le début du 20^e siècle, la viande d'otarie ne constitue plus un des éléments principaux de leur alimentation (Duff, 1977; Bigg, 1985). En Alaska, selon des enquêtes menées auprès des ménages, environ 350 otaries de Steller ont été prélevées au cours des dernières années, mais surtout dans la partie nord de l'aire de répartition. Moins de 1 p. 100 de ces prises proviennent du sud-est de l'Alaska (Wolfe, 1997; Wolfe et Hutchinson-Scarborough, 1999; Loughlin et York, 2000), où les niveaux de prises autochtones sont probablement plus proches de ceux existant en Colombie-Britannique.

Des otaries de Steller se font également tuer de façon accidentelle dans divers types de pêches, notamment la pêche du saumon au filet maillant dérivant, mais actuellement, il n'existe guère en Colombie-Britannique de programmes permettant d'établir les niveaux de prises accidentelles. Les otaries peuvent être piégées dans des chaluts ou s'emmêler dans des filets dérivants et des filets maillants pour finalement se noyer. On estime à environ 30 otaries par année le nombre de morts en eaux américaines (Loughlin et York, 2000; Angliss *et al.*, 2001). Il arrive que des otaries de Steller avalent des poissons pris sur une ligne traînante, et il est assez courant de voir des otaries ayant un hameçon accroché dans l'estomac et des leurres à saumon miroitants qui leur sortent de la gueule. Des abattages illégaux et non documentés se produisent sans aucun doute en Colombie-Britannique, car de nombreux pêcheurs continuent de considérer les otaries comme des animaux nuisibles et de croire qu'elles ont un impact négatif sur les stocks de poisson.

La lutte contre les prédateurs dans les piscicultures de la Colombie-Britannique constitue la plus importante source connue de mortalité liée aux pêches pour les otaries de Steller du Pacifique Nord (Angliss *et al.*, 2001; Jamieson et Olesiuk, 2001). La plupart des 90 piscicultures actuellement exploitées dans les eaux britanno-colombiennes détiennent des permis les autorisant à abattre des Pinnipèdes. Les rapports trimestriels déposés par les détenteurs de permis indiquent que 316 otaries de Steller et 12 autres otaries d'espèces non identifiées ont été tuées de 1990 à 2000. Peu d'otaries de Steller étaient tuées annuellement jusqu'au milieu des années 1990 (moins de 10 par an), mais ce nombre a grimpé pour atteindre un

sommet estimé de 91 animaux tués en 1999 (Jamieson et Olesiuk, 2001). Cette tendance à la hausse et l'expansion prévue des piscicultures en Colombie-Britannique, qui entraînerait vraisemblablement d'autres morts d'otaries, sont des causes d'inquiétude. Treize otaries ont été abattues en vertu d'un permis spécial dans la période de 1983 à 1985 pour la recherche sur les changements saisonniers de l'état et de la composition corporels des otaries mâles (Olesiuk et Bigg, 1987).

Un autre facteur anthropique susceptible de limiter les populations d'otaries de Steller est le déplacement de populations hors de leurs habitats essentiels ou la dégradation de ces habitats. Des perturbations répétées des lieux de reproduction ou des échoueries par des aéronefs, des embarcations, des piétons et des activités de construction ou de pêche peuvent amener les otaries à quitter temporairement les échoueries et les roqueries (Sandegren, 1970; Calkins et Curatolo, 1980; Johnson *et al.*, 1989; Brown, 1997) et entraîner éventuellement leur abandon permanent (Pike et Maxwell, 1958; Kenyon, 1962). Toutefois, les otaries de Steller s'habituent souvent à ce genre de perturbations à leurs sites d'alimentation hivernaux et certaines échoueries sont situées dans des zones de grande circulation, à proximité de centres urbains importants comme Vancouver et Victoria (Bigg, 1985; Olesiuk, données inédites).

Des polluants environnementaux comme les métaux lourds, les organochlorés (p. ex. le DDT, les dioxines et les furanes) et les biphényles polychlorés (BPC) s'accumulent dans les chaînes trophiques marines. On a constaté que de fortes concentrations de ces polluants dans les tissus de mammifères marins causent des troubles de la reproduction (Addison, 1989), des naissances prématurées (DeLong *et al.*, 1973; Gilmartin *et al.*, 1976; Martin *et al.*, 1976), des anomalies congénitales (Arndt, 1973), des malformations du squelette (Bergman *et al.*, 1992), une suppression de la réponse immunitaire (de Swart *et al.*, 1994; Ross *et al.*, 1995; Ross *et al.*, 1996) et une perturbation de la fonction endocrinienne (Brouwer *et al.*, 1989). Pendant la période d'allaitement, les petits tendent à être particulièrement susceptibles puisque des doses élevées de polluants liposolubles peuvent être transférées par le lait maternel. Ces types de polluants étant maintenant omniprésents dans les animaux sauvages (Risebrough, 1978), il est difficile d'établir des relations de cause à effet les concernant. De plus, les effets nocifs peuvent ne se manifester que pendant les périodes de stress nutritionnel, au moment où les réserves de graisse sont utilisées et où les polluants sont mobilisés, de sorte qu'il devient difficile de distinguer les effets reliés aux polluants de ceux causés par d'autres stress. Comme on l'a prouvé sur beaucoup d'autres animaux, les concentrations de polluants chez l'otarie de Steller (surtout celles des organochlorés) augmentent avec l'âge par bioaccumulation. Les concentrations les plus élevées se trouvent chez les mâles âgés, tandis que les femelles transmettent à leurs petits la plus grande partie de leur charge de polluants pendant l'allaitement (Lee *et al.*, 1996). Il n'existe pas d'étude sur les concentrations de polluants chez les otaries de Steller de Colombie-Britannique. Il est probable que de nouveaux produits chimiques non encore identifiés, voire indétectables, sont introduits dans le milieu marin; les

effets toxiques possibles de ces nouveaux produits sont évidemment inconnus.

Les otaries peuvent aussi subir les contrecoups d'accidents catastrophiques comme des déversements de produits chimiques et d'hydrocarbures (St. Aubin, 1990), bien que l'impact sur les populations n'ait que rarement été prouvé. Les principaux dangers sont probablement le contact avec des accumulations de pétrole lourd lorsque la source du déversement est située à proximité d'habitats essentiels comme les roqueries et les échoueries et, dans une moindre mesure, l'absorption par la peau ou l'ingestion accidentelle d'hydrocarbures, directement ou par alimentation, l'exposition aux vapeurs et le salissage partiel du pelage par du pétrole frais (Smith et Geraci, 1975; Engelhardt *et al.*, 1977; Engelhardt, 1987; St. Aubin, 1990). Les otaries sont isolées par une couche de graisse sous-cutanée, de sorte que la présence d'hydrocarbures dans leur fourrure ne nuit pas à leur thermorégulation (Kooyman *et al.*, 1976). Chez d'autres espèces, un salissage important par un pétrole épais peut nuire à la nage et mener à la noyade (Geraci et St. Aubin, 1980), mais un salissage léger ou dû à un hydrocarbure de faible viscosité disparaît d'habitude par usure au bout de quelques jours (Geraci et Smith, 1976). Au cours de leurs recherches approfondies en Alaska, Calkins et Pitcher (1982) disent avoir vu des otaries qui avaient du goudron dans la gorge ainsi qu'autour des lèvres, des mâchoires ou du cou. Fait intéressant, lors du déversement de l'*Exxon Valdez* dans la baie Prince William, le pétrole n'est pas demeuré aussi longtemps sur le pelage des otaries de Steller que sur celui des phoques communs (Calkins *et al.*, 1994a). On avait toutefois observé des otaries à proximité du déversement et les métabolites de leur sang prouvaient qu'elles avaient été exposées à des hydrocarbures. Les naissances prématurées ont été plus fréquentes et la production de petits a été légèrement plus faible au cours de l'année qui a suivi le déversement, mais les données limitées pour la période précédant le déversement ainsi que le déclin continu de la population dans la région rendent difficile l'évaluation statistique de l'impact (Calkins *et al.*, 1994b; Loughlin *et al.*, 1996). Au cours du déversement du *Nestucca*, qui a touché la côte ouest de l'île de Vancouver en 1988, on a pu observer plusieurs otaries de Steller ayant de petites sections de pelage imprégnées de pétrole (Harding et Englar, 1989); les rumeurs selon lesquelles on aurait trouvé un grand nombre d'animaux complètement couverts de pétrole concernent plutôt presque certainement des otaries de Californie, qui ont un pelage noir et partagent les mêmes échoueries, d'où la confusion (Olesiuk, données inédites). Comme les populations d'otaries de Steller sont dispersées tout le long du littoral de la Colombie-Britannique, les déversements d'hydrocarbures et de produits chimiques peuvent entraîner des baisses locales d'effectifs, surtout dans les roqueries au cours de la saison de reproduction, mais pas un déclin généralisé. Toutefois, si on considère que 70 p. 100 des nouveau-nés de la Colombie-Britannique viennent au monde sur les îles Scott, un déversement dans cette zone pendant la saison de mise bas pourrait avoir une incidence importante.

La présence croissante de débris synthétiques (fragments de filets, sacs de plastique, bandes d'emballage, etc.) est un problème qui touche le monde entier et a été considérée comme un facteur menant au déclin des populations d'autres

espèces de Pinnipèdes (Fowler et Merrell, 1986; Fowler, 1988). Des débris tels que des fragments de filet ou des bandes d'emballage peuvent s'enrouler autour du cou des animaux, ce qui peut causer de l'abrasion ou entailler profondément les tissus à mesure que l'animal grandit. Chez l'otarie de Steller, ce type de problème commence à se produire à l'âge de 2 à 4 ans (on ne l'a observé ni chez les nouveau-nés ni chez les otaries d'un an) et on estime généralement à 0,07 p. 100 la proportion d'adultes touchés, les bandes d'emballage et les débris de filet étant le plus souvent en cause (Calkins, 1985; Mate, 1985; Loughlin *et al.*, 1986; Stewart et Yochem, 1987; Fowler, 1988). Cependant, comme Fowler (1988) l'a noté, un grand nombre des débris qu'on trouve en mer ou échoués sur les rivages sont trop gros pour être transportés par l'animal, de sorte que le taux de problèmes avec des débris observé aux échoueries ne représente peut-être qu'une petite fraction des otaries affectées par des débris, puisque plusieurs se noieraient en mer. Les otaries prises avec des débris sont sans doute vouées à une mort lente et cruellement douloureuse, mais ce phénomène ne semble pas constituer une menace à la viabilité globale des populations d'otaries de Steller.

Des facteurs environnementaux peuvent aussi limiter les effectifs d'otaries de Steller soit directement, soit indirectement en modifiant le bassin de proies des otaries ou en augmentant leur susceptibilité aux maladies. Les tempêtes peuvent arracher des petits à leurs roqueries (Edie, 1977) et des épisodes d'El Niño ont déjà entraîné des taux de mortalité anormalement élevés en Californie (Allen *et al.*, 1999). L'accent qui est actuellement mis sur les changements climatiques sensibilise les chercheurs aux fluctuations de l'environnement et les amène à noter des signes d'oscillations décennales ayant une influence sur le biote du Pacifique Nord (Benson et Trites, 2002).

Les changements environnementaux et les pêches peuvent avoir une influence sur l'abondance et la disponibilité des proies (p. ex. Alverson, 1992, et Benson et Trites, 2002), ce qui peut influencer le comportement de recherche de nourriture des Pinnipèdes et la dynamique de leurs populations (p. ex. Trillmich et Ono, 1991, et Boyd *et al.*, 1994) et, au bout du compte, déterminer quels niveaux de population pourront être maintenus (capacité de charge du milieu) (Trites *et al.*, 1997). L'otarie de Steller consomme en grande partie les mêmes proies que celles recherchées par d'autres prédateurs, dont l'humain (McAlister et Perez, 1976; Kajimura et Loughlin, 1988; Fritz *et al.*, 1995; Wada, 1998; Trites *et al.*, 1999b), mais notre connaissance des effets de la prédation par les mammifères marins dans les écosystèmes marins est encore insuffisante pour nous permettre d'analyser ces interactions (Bowen, 1997; Trites, 1997; Trites *et al.*, 1999a). On a émis l'hypothèse que le déclin de la population de l'Est de l'otarie de Steller a été causé par un changement de régime alimentaire, qui a réduit la croissance corporelle, la natalité et, au bout du compte, les taux de survie des otaries (Calkins et Goodwin, 1988; Calkins *et al.*, 1998; Pitcher *et al.*, 1998; voir l'examen de cette hypothèse dans Trites et Donnelly, 2003). Cependant, le débat concernant l'influence relative des fluctuations naturelles des conditions environnementales, des changements dans les régimes climatiques et océaniques et des effets anthropiques qui peuvent découler du réchauffement

planétaire, de la chasse et des pêches commerciales se poursuit (Pascual et Adkinson, 1994; Fritz et Ferrero, 1998; Trites *et al.*, 1999b; Rosen et Trites, 2000a; Shima *et al.*, 2000; Benson et Trites, 2002).

Les prédateurs naturels jouent peut-être aussi un rôle dans la limitation des populations, surtout lorsque les effectifs sont faibles. On croit généralement que l'abondance des prédateurs qui se trouvent près du sommet des chaînes alimentaires, comme l'otarie de Steller, est surtout régulée par des processus ascendants liés à la disponibilité des proies (Trillmich et Ono, 1991; Boyd *et al.*, 1994; Trites *et al.*, 1997). Cependant, on a récemment émis l'hypothèse que certaines populations pourraient être limitées par des processus descendants comme la prédation par les épaulards (Estes *et al.*, 1998). Bien qu'on manque de données détaillées sur la prédation par les épaulards, des modèles indiquent qu'elle pourrait causer une forte mortalité et empêcher les populations déprimées de s'accroître (phénomène du *predator pit*) (Barrett-Lennard *et al.*, données inédites). Il faudrait étayer l'hypothèse des processus descendants par des données supplémentaires sur les taux de prédation avant de pouvoir l'évaluer scientifiquement.

Enfin, les maladies jouent peut-être aussi un rôle dans la limitation des populations de Pinnipèdes, surtout quand la densité de population est élevée (Harwood et Hall, 1990; Lavigne et Schmitz, 1990). L'otarie de Steller est l'hôte de nombreuses maladies : *Leptospira interrogans*, calicivirus, *Chlamydia psittaci*, *Brucella* sp., morbillivirus, influenza A, *Toxoplasma gondii*, virus de l'herpès des Phocidés, parvovirus canin et adénovirus canins 1 et 2 (voir l'étude de Burek *et al.*, 2003). Cependant, on n'a jamais procédé à un dépistage des maladies des otaries de Steller en Colombie-Britannique.

IMPORTANCE PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Considérée jadis comme nuisible, l'otarie de Steller est maintenant l'un des mammifères marins qu'on étudie avec le plus d'intensité dans le Pacifique Nord, et beaucoup de gens y voient le symbole d'un écosystème marin en santé.

En 1991, le gouvernement provincial de la Colombie-Britannique a créé son centre de données sur la conservation (CDC), dont l'objectif est de dresser la liste des espèces et des écosystèmes sensibles ou en voie de disparition en Colombie-Britannique et d'en assurer le suivi. Depuis 1992, le CDC tient à jour une liste rouge, pour les espèces menacées ou en voie de disparition, et une liste bleue, pour les espèces vulnérables. L'otarie de Steller faisait partie de la liste rouge à la création de celle-ci, principalement parce qu'il n'y avait que trois grandes aires de reproduction en Colombie-Britannique, que la population totale n'était que d'environ 10 000 individus et qu'on ne constatait pas de rétablissement de la population à la suite des abattages massifs (Cannings *et al.*, 1999).

L'otarie de Steller est le plus gros Otariidé et le seul à demeurer toute l'année et à se reproduire en eaux canadiennes. Étant donné les déclin récents en Alaska, les roqueries britanno-colombiennes des îles Scott et du cap St. James constituent actuellement les 2^e et 6^e plus grands rassemblements de reproducteurs au monde. D'après la production totale de nouveau-nés en 2002, la Colombie-Britannique abrite actuellement environ 16 p. 100 de la population mondiale et environ 33 p. 100 de la population de l'Est (sans oublier que 31 p. 100 de cette population se trouve dans le sud-est de l'Alaska, à moins de 25 km de la frontière canadienne). On considère généralement l'otarie de Steller comme une composante importante de l'écosystème marin côtier, et elle contribue à une florissante industrie de l'écotourisme.

Il est important de parler ici de la perception de l'otarie de Steller comme menace pour les pêches. Plus de 50 000 otaries de Steller ont été abattues et une aire de reproduction complète a été éliminée en Colombie-Britannique pour protéger la pêche au saumon. Le rétablissement des populations depuis l'adoption de mesures de protection en 1970 a ranimé les inquiétudes quant à l'impact des otaries sur les stocks de poissons et les pressions en faveur de programmes de lutte contre l'espèce. Cependant, on n'a guère d'indications que les programmes de lutte contre l'otarie de Steller aient eu le moindre effet bénéfique sur les pêches. Selon Spalding (1964b), les prises de saumon n'ont pas augmenté de façon notable à la suite de la diminution des effectifs d'otaries aux îles Scott. En fait, on comprend encore mal le rôle des phoques et des otaries dans les écosystèmes marins (Beverton, 1985; Bowen, 1997; Merrick, 1997; Trites, 1997). Cela ne veut pas dire que les otaries ne jouent pas un rôle important, mais plutôt que notre connaissance de ces grands écosystèmes complexes est actuellement insuffisante. Fait surprenant, on manque encore de connaissances de base sur les habitudes alimentaires des otaries de Steller en Colombie-Britannique et une grande partie de l'information qui existe n'a été recueillie que de façon accessoire dans le cadre d'études sur d'autres sujets.

L'otarie de Steller pourrait peut-être servir d'indicateur de l'état général des écosystèmes marins côtiers. En effet, l'espèce est largement répartie dans les eaux côtières, elle a une longévité élevée, elle se réunit dans des roqueries où on peut facilement recenser les populations reproductrices et elle occupe une position proche du sommet des chaînes alimentaires marines. Une des leçons qu'on peut tirer des diminutions récentes des populations d'otaries de Steller dans l'ouest de l'Alaska, diminutions que plusieurs croient maintenant associées à des processus écosystémiques plus larges et mal compris, est que notre capacité de surveiller les populations d'otaries de Steller dépasse de beaucoup notre compréhension des processus écologiques qui régulent ces prédateurs proches du sommet des chaînes alimentaires. Comme les populations de la Colombie-Britannique et des eaux avoisinantes sont maintenant revenues aux niveaux élevés déjà observés dans le passé, on peut s'attendre à ce que les mécanismes naturels de régulation des populations jouent un rôle de plus en plus important; en outre, la possibilité d'utiliser l'otarie de Steller comme espèce indicatrice mérite un examen plus approfondi.

PROTECTION ACTUELLE ET AUTRES DÉSIGNATIONS

La gestion des mammifères marins en eaux canadiennes relève du gouvernement fédéral. Depuis 1970, les otaries sont protégées par divers règlements de la *Loi sur les pêches* appliqués par le ministère des Pêches et des Océans (MPO). Dans la Région du Pacifique, qui renferme toute l'aire de répartition canadienne de l'otarie de Steller, l'espèce a d'abord été protégée par l'article 21 du règlement général sur les pêches de la Colombie-Britannique (*British Columbia Fishery [General] Regulations*), qui stipule : [TRADUCTION] « *Nul ne peut pêcher, capturer et détenir, tuer, importuner ou molester un éléphant de mer, un phoque commun, une otarie ou une loutre de mer ou avoir en sa possession un de ces animaux ou toute partie de ceux-ci sauf en vertu d'un permis délivré par le Ministère.* » Avant sa modification en 1984, le règlement contenait toutefois une disposition accordant une exemption générale aux pêcheurs détenant un permis de pêche commerciale, qui étaient autorisés à importuner ou à tuer des phoques et otaries afin de protéger leurs engins et leurs prises. Cependant, cette disposition n'était pas très connue et, bien qu'on ne dispose d'aucune statistique sur le nombre d'animaux tués à cette époque, des discussions avec des pêcheurs semblent indiquer que ce nombre était probablement restreint.

En 1993, le règlement provincial a été remplacé par une législation nationale, le *Règlement sur les mammifères marins*, qui stipule à l'article 7 : « *Il est interdit d'importuner un mammifère marin, sauf lors de la pêche des mammifères marins autorisée par le présent règlement.* » L'article 5 précise : « *Sous réserve de l'article 6 (exclusion pour les Autochtones), il est interdit de pêcher des mammifères marins à moins d'y être autorisé en vertu d'un permis délivré aux termes du présent règlement ou du Règlement sur les permis de pêche communautaires des Autochtones.* » Le paragraphe 6(1) accorde l'autorisation suivante : « *Un Indien ou un Inuk autre qu'un bénéficiaire peut, sans permis, pêcher à des fins alimentaires, sociales ou rituelles les espèces suivantes : a) les phoques* ». Depuis l'adoption du règlement, l'ensemble de la Région du Pacifique a été fermée à la chasse commerciale de tous les mammifères marins, y compris l'otarie de Steller.

Le règlement n'interdit pas seulement de tuer les mammifères marins. En effet, comme le stipule l'article 11 : « *Il est interdit à quiconque n'est pas titulaire d'un permis délivré en vertu du Règlement de pêche (dispositions générales) autorisant la pêche des mammifères marins à des fins expérimentales, scientifiques, éducatives ou pour exposition au public : a) de déplacer un mammifère vivant des environs immédiats où il se trouve; b) d'étiqueter ou de marquer ou d'essayer d'étiqueter ou de marquer de quelque façon un mammifère vivant.* » Au cours des années 1990, on a octroyé trois permis au North Pacific Universities Marine Mammal Consortium, par l'intermédiaire de la University of British Columbia, pour autoriser la capture de 15 petits afin de permettre des études en captivité. Six autres petits ont été capturés en 2003.

Depuis que l'otarie de Steller est protégée, soit depuis 1970, quelques animaux ont été abattus en Colombie-Britannique en vertu de permis spéciaux. En 1990, le MPO a commencé à octroyer à des entreprises de la côte ouest (surtout des salmonicultures, mais aussi quelques exploitations d'œufs de hareng sur algues et des entreprises utilisant des nasses) des permis les autorisant à tirer sur des phoques et des otaries qui nuiraient à leurs activités. Récemment (Gazette du Canada, 2002), le MPO a publié des modifications proposées au *Règlement sur les mammifères marins* qui créeraient une nouvelle classe de permis autorisant l'abattage de « phoques nuisibles », le règlement incluant parmi les phoques l'otarie de Steller. Dans les modifications proposées, on définit un phoque nuisible comme un phoque qui constitue un danger : a) soit pour l'équipement de pêche malgré la prise de mesures dissuasives; b) soit, selon une recommandation scientifique, pour la conservation de stocks de poissons anadromes ou catadromes parce qu'il leur inflige des dommages importants le long des estuaires et dans les rivières et les lacs durant leur migration.

La *Loi sur les océans*, entrée en vigueur en 1996, protège également les habitats des mammifères marins en autorisant la création de zones de protection marine (ZPM) visant à protéger les espèces non commerciales ainsi que les espèces menacées ou en voie de disparition. D'ailleurs, une des deux premières ZPM à avoir été établies sur le littoral canadien du Pacifique est celle des rochers Race, en partie parce que ceux-ci étaient reconnus comme une importante échouerie hivernale pour les otaries de Steller et les otaries de Californie. Les roqueries de reproduction des îles Scott, ainsi que plusieurs échoueries, ont été désignées réserves écologiques en vertu de l'*Ecological Reserves Act* de la Colombie-Britannique. La roquerie du cap St. James était autrefois une réserve écologique, mais cette désignation a été supplantée par la création de la réserve de parc national Gwaii Haanas en vertu de la *Loi sur les parcs nationaux*. Une loi récemment adoptée permettra officiellement l'ajout d'une composante marine à cette réserve, qui est cogérée par le gouvernement fédéral et la nation haïda.

La gestion des mammifères marins dans les eaux américaines adjacentes à la Colombie-Britannique est une responsabilité fédérale aux États-Unis et les otaries de Steller sont protégées contre les perturbations et l'abattage en vertu de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) de 1972. En raison des importants déclin d'effectifs qui ont eu lieu dans la partie ouest de l'aire de répartition de l'espèce, la population de l'Ouest est considérée comme effondrée (*depleted*) aux termes de la MMPA et a été désignée en voie de disparition (*endangered*) en 1997 aux termes de la *U.S. Endangered Species Act* (62 US Federal Register 24345, 5 mai 1977). Bien qu'on n'ait pas observé de diminution d'effectifs semblable dans la partie orientale de l'aire de répartition de l'otarie de Steller, la population de l'Est a quand même été désignée menacée (*threatened*) aux États-Unis, principalement parce qu'on craignait que le déclin observé dans l'ouest ne s'étende à la population de l'Est (ce qui ne s'est pas produit) et à cause de la nature préliminaire des données génétiques utilisées pour distinguer les populations au moment de l'inscription de l'espèce (distinction qui s'est confirmée depuis). L'inscription de la population de l'Ouest a

mené à un ensemble de mesures de gestion visant à protéger les habitats essentiels de l'otarie de Steller : création de zones interdites de trois milles marins autour des roqueries de reproduction, interdiction de la pêche au chalut de fond dans un rayon de 10 à 20 milles marins autour de certaines roqueries, réallocation spatiale et temporelle des quotas et dans certains cas fermeture pour les pêches à la goberge et au maquereau d'Atka, et autres mesures. On a élaboré un plan de rétablissement (NMFS, 1992), actuellement en cours de révision. Il continue d'y avoir beaucoup de controverse et de discussions quant à la nécessité et à l'efficacité de ces mesures.

RÉSUMÉ DU RAPPORT DE SITUATION

L'otarie de Steller habite les eaux côtières de la Colombie-Britannique et se reproduit surtout à trois endroits : au large de la pointe nord-ouest de l'île de Vancouver (roqueries des îles Maggot, Sartine et Triangle), au large de l'extrémité sud des îles de la Reine-Charlotte (roqueries des îles Kerouard) et sur la partie nord de la côte continentale (roqueries des rochers North Danger). Les programmes de lutte contre les prédateurs et les prises commerciales dans la période 1913-1968 ont appauvri les effectifs de l'espèce en Colombie-Britannique. Cependant, l'otarie de Steller s'est lentement rétablie depuis qu'elle est protégée, soit depuis 1970. Si on combine les estimations d'effectifs pour la Colombie-Britannique et le sud-est de l'Alaska (difficiles à séparer à cause de la grande roquerie située juste au nord de la frontière), on voit que le nombre otaries de Steller y dépasserait d'environ 50 p. 100 le niveau historique maximum atteint au 20^e siècle. Un petit nombre (par rapport au passé) d'otaries de Steller sont encore tuées dans la lutte contre les prédateurs, par abattage illégal, comme prises accidentelles dans des engins de pêche ou à des fins de subsistance, mais la croissance des effectifs montre que la mortalité due à l'homme demeure actuellement à des niveaux que la population peut soutenir. Les autres menaces anthropiques, comme les perturbations, les polluants, les déversements d'hydrocarbures et les débris dans lesquels les animaux peuvent se prendre, peuvent avoir une incidence localement, mais elles ne semblent pas menacer l'ensemble de la population pour l'instant. Le rétablissement des populations depuis 1970 laisse prévoir que des mécanismes naturels de régulation tels que les fluctuations de la disponibilité des proies, la prédation, les maladies et des facteurs environnementaux comme les épisodes d'El Niño et les oscillations décennales joueront un rôle de plus en plus important dans la détermination des effectifs futurs de l'espèce.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Eumetopias jubatus

Otarie de Steller

Steller sea lion

Répartition canadienne : Colombie-Britannique (océan Pacifique)

Information sur la répartition	
Σ Zone d'occurrence (km ²)	> 10 000 km ²
Σ Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion ou inconnue)	Stable
Σ Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?	Non
Σ Zone d'occupation (km ²)	< 10 km ² (sites de reproduction)
Σ Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue).	Stable
Σ Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur > 1)?	Non
Σ Nombre d'emplacements connus ou présumés	3 aires de reproduction principales (plusieurs roqueries dans chacune)
Σ Préciser la tendance du nombre d'emplacements (en déclin, stable, en croissance, inconnue).	Stable
Σ Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements (ordre de grandeur > 1)?	Non
Σ Tendance de l'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue).	Stable
Information sur la population	
Σ Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population : indiquer en années, en mois, en jours, etc.).	10 ans (femelles)
Σ Nombre d'individus matures (reproducteurs) au Canada (ou préciser une gamme de valeurs plausibles).	40 p. 100 de la population indigène (~7 600)
Σ Tendance de la population quant au nombre d'individus matures (en déclin, stable, en croissance ou inconnue).	+3,2 p. 100 par an (1971-2002)
Σ S'il y a déclin, p. 100 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).	s.o.
Σ Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur > 1)?	Non
Σ 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
Σ Énumérer chaque population et donner le nombre d'individus matures dans chacune.	
Σ Préciser la tendance du nombre de populations (en déclin, stable, en croissance, inconnue).	
Σ Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations (ordre de grandeur > 1)?	
Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)	
Abattage au fusil (lutte contre les prédateurs illégale ou avec permis), prises accidentelles dans des engins de pêche, problèmes avec des débris, accidents catastrophiques, polluants environnementaux, déplacement des animaux hors de leurs habitats ou dégradation de ceux-ci, fluctuations des populations de proies, prédation par les épaulards, maladies.	

Effet d'une immigration de source externe	Faible
Σ Statut ou situation des populations de l'extérieur : Californie, Oregon, Alaska et Russie	En voie de disparition ou menacées
Σ Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Σ Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre à l'endroit en question?	Oui
Σ Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible pour les individus immigrants à l'endroit en question?	Probablement
Σ Un sauvetage par des populations de l'extérieur est-il probable?	Peu probable
Analyse quantitative	

Statut et justification de la désignation

Statut : Espèce préoccupante	Code alphanumérique : Répond au critère D2 pour une espèce menacée, mais a été désignée espèce préoccupante parce que la population augmente et qu'il existe un certain potentiel de sauvetage.
Justification de la désignation : Il n'y a que trois endroits de reproduction en Colombie-Britannique. Bien que la population augmente, cette espèce est vulnérable aux perturbations par les humains lorsqu'elle est sur terre. Parmi les menaces, il y a la possibilité de déversements graves d'hydrocarbures. D'autres populations, au nord et à l'ouest de la Colombie-Britannique, connaissent des déclin inexplicables.	

Application des critères

Critère A (Population totale en déclin) : Critère non rempli. La population augmente depuis 1970.
Critère B (Aire de répartition peu étendue, et déclin ou fluctuation) : Rien n'indique qu'il y ait déclin ou fluctuation.
Critère C (Petite population totale et déclin) : Critère non rempli. La population augmente.
Critère D (Très petite population ou aire de répartition restreinte): Critère D1 non rempli; nombre d'individus matures > 1 000. Le critère D2 pour une espèce menacée est rempli; il n'y a que trois localités au Canada. Des localités supplémentaires existent dans le sud-est de l'Alaska, en Oregon et en Californie.
Critère E (Analyse quantitative) : Non disponible.

REMERCIEMENTS

Nous remercions David Lavigne, Tom Loughlin, Jane Watson et six autres réviseurs pour leurs commentaires consciencieux et éclairés.

La réalisation du présent rapport de situation a été financée par le Service canadien de la faune d'Environnement Canada.

OUVRAGES CITÉS

- Addison, R.F. 1989. Organochlorines and marine mammal reproduction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:360-368.
- Ainley, D.G., C.S. Strong, H.R. Huber, T.J. Lewis et S.H. Morrell. 1981. Predation by sharks on pinnipeds at the Farallon Islands. *Fisheries Bulletin* 78:941-945.
- Alaska Sea Grant. 1993. Is it food? Addressing marine mammal and sea bird declines. University of Alaska Sea Grant, 93-01. Fairbanks (Alaska). 59 p.
- Allen, J.A. 1880. History of North American pinnipeds, a monograph of the walruses, sea-lions, sea-bears, and seals of North America. U.S. Geol. Geogr. Surv. Terr., Misc. Publ. 12.
- Allen, S.G., H. Nevins, D. Notthelfer, J. Pettee, D. Press et S. Waber. 1999. ENSO effects on pinnipeds at Point Reyes [résumé]. Wildlife Society 6th Annual Conference, 7-11 sept. 1999, Austin (Texas).
- Alverson, D. 1992. A review of commercial fisheries and the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*): the conflict arena. *Reviews in Aquatic Sciences* 6:203-256.
- Andrews, R.D. 1999. Preliminary progress report of Steller sea lion (SSL) foraging ecology studies. Présentation au Steller Sea Lion Research Peer Review Feeding Ecology Workshop, Seattle (Washington), 11-12 février 1999. 40 p.
- Angliss, R.P., D.P. DeMaster et A.L. Lopez. 2001. Alaska marine mammal stock assessments, 2001. NOAA Technical Memorandum. NMFS-AFSC-124, 206 p.
- Arndt, D.P. 1973. DDT and PCB levels in three Washington State harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) populations. Mémoire de maîtrise, University of Washington, Seattle (Washington). 65 p.
- Azana, C.D.P. 2002. Seasonal variation in the nutrient composition of Alaskan walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) and its effect on the nutritional status of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). Mémoire de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), Canada. 104 p.
- Baird, R.W., et L.M. Dill. 1995. Occurrence and behaviour of transient killer whales: seasonal and pod-specific variability, foraging behaviour, and prey handling. *Canadian Journal of Zoology* 73:1300-1374.
- Barrett-Lennard, L.G., K. Heise, E. Saulitis, G. Ellis et C. Matkin. 1995. The impact of killer whale predation on Steller sea lion populations in British Columbia and Alaska. University of British Columbia, Fisheries Centre, 2204 Main Mall, Vancouver (Colombie-Britannique). V6T 1Z4. Rapport inédit. 77 p.

- Beach, R.J., A.C. Geiger, S.J. Jeffries, S.D. Treacy et B.L. Routman. 1985. Marine mammals and their interactions with fisheries of the Columbia River and adjacent waters, 1980-82. U.S. Department of Commerce, NWAFC Processed Report. 85-04, 316 p.
- Benson, A.J., et A.W. Trites. 2002. Ecological effects of regime shifts in the Bering Sea and eastern North Pacific Ocean. *Fish and Fisheries* 3:95-113.
- Bergman, A., M. Olsson et S. Reiland. 1992. Skull-bone lesions in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*). *Ambio* 21:517-519.
- Beverton, R.J.H. 1985. Analysis of marine mammal-fisheries interaction. Pages 3-33 in J.R. Beddington, R.J.H. Beverton et D.M. Lavigne (éd.). Marine mammals and fisheries, George Allen & Unwin, Londres, Royaume-Uni.
- Bickham, J.W. 2000. Variation in nuclear microsatellites and mtDNA of Steller sea lions taken from rookeries and native harvests. Rapport inédit présenté au National Marine Mammal Laboratory. Seattle (Washington). 21 p.
- Bickham, J.W., J.C. Patton et T.R. Loughlin. 1996. High variability for control-region sequences in a marine mammal: implications for conservation and biogeography of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Journal of Mammalogy* 77:95-108.
- Bigg, M.A. 1984. Sighting and kill data for the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) and California sea lion (*Zalophus californianus*) in British Columbia, 1892-1982, with some records from Washington and southeastern Alaska. Nanaimo (Colombie-Britannique). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 460, 191 p.
- Bigg, M.A. 1985. Status of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) and California sea lion (*Zalophus californianus*) in British Columbia. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 77:1-20.
- Bigg, M.A. 1988. Status of the Steller sea lion *Eumetopias jubatus* in Canada. *Canadian Field Naturalist* 102:315-336.
- Bigg, M.A., G.M. Ellis, P. Cottrell et L. Milete. 1990. Predation by harbour seals and sea lions on adult salmon in Comox Harbour and Cowichan Bay (Colombie-Britannique). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1769:1-31.
- Bigg, M.A., et I. Fawcett. 1985. Two biases in diet determination of northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). In J.R. Beddington, R.J.H. Beverton et D.M. Lavigne (éd.). Marine Mammals and Fisheries, George Allen & Unwin Ltd., Londres.
- Bonnell, M.L., M.O. Pierso et G.D. Farrens. 1983. Pinnipeds and sea otters of central and northern California, 1980-1983: status, abundance and distribution. Rapport final (contrat AA551-CT9-33) présenté au U.S. Department of Interior, Minerals Management Service. Center for Marine Studies, University of California. Santa Cruz (Californie). Pages 112-124.
- Bowen, W.D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 158:267-274.
- Boyd, I.L., J.P.Y. Arnould, T. Barton et J.P. Croxall. 1994. Foraging behaviour of Antarctic fur seals during periods of contrasting prey abundance. *Journal of Animal Ecology* 63:703-713.
- Braham, H.W., R.D. Everitt et D.J. Rugh. 1980. Northern sea lion decline in the eastern Aleutian Islands. *Journal of Wildlife Management* 44:25-33.

- Brenton, C.M. 1977. Inter and intraspecific behaviour of *Eumetopias jubatus* and *Zalophus californianus* on a winter haulout area. Mémoire de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique). 131 p.
- Brouwer, A., P.J.H. Reijnders et J.H. Koeman. 1989. Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquatic Toxicology* 15:99-106.
- Brown, R.F. 1997. Pinnipeds in Oregon: status of populations and conflicts with fisheries, fish resources and human activities, in G. Stone, J. Goebel et S. Webster (éd.). Pinniped populations, East North Pacific: status, trends and issues, 127th Annual Meeting American Fisheries Society, 28 août 1997, Monterey (Californie).
- Brown, R.F., et S.D. Reimer. 1992. Steller sea lion counts in Oregon during June and July, 1975-1991. Rapport interne, Nongame Wildlife Program, Oregon Department Fish and Wildlife, Newport (Oregon) 97365. 12 p.
- Burek, K.A., F.M.D. Gulland, G. Sheffield, E. Keyes, T.R. Spraker, A.W. Smith, D.E. Skilling, J. Evermann, J.L. Stott et A.W. Trites. 2003. Disease agents in Steller sea lions in Alaska: a review and analysis of serology data from 1975-2000. Fisheries Centre Research Reports. 26 p.
- Burkanov, V.N. 2000. Steller's sea lion population status and dynamics in Russian waters in 1989-1999. Marine Mammals of the Holarctic Regions: Materials from International Conference, Archangelsk, Russie, 21-23 septembre 2000. Pages 56-65 (en russe).
- Calkins, D.G. 1981. Distribution and Movements of Steller Sea Lions in the Gulf of Alaska. Rapport inédit. Disponible auprès de l'Alaska Department of Fish and Game, 333 Raspberry Road, Anchorage (Alaska). 11 p.
- Calkins, D.G. 1985. Steller sea lion entanglement in marine debris. Pages 308-314, in R.S. Shomura et H.O. Yoshida (éd.). Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris, NOAA-TM-NMFS-SWFC-54, Honolulu.
- Calkins, D.G., E. Becker, T.R. Spraker et T.R. Loughlin. 1994a. Impacts on Steller Sea Lions. Pages 119-139 in Marine Mammals and the *Exxon Valdez*, Academic Press, Inc.
- Calkins, D.G., E. Becker, T.R. Spraker et T.R. Loughlin. 1994b. Impacts on the distribution and abundance of Steller sea lions in Prince William Sound and the Gulf of Alaska. Pages 119-137 in T.R. Loughlin (éd.). Marine mammals and the Exxon Valdez, Academic Press, San Diego.
- Calkins, D.G., E.F. Becker et K.W. Pitcher. 1998. Reduced body size of female Steller sea lions from a declining population in the Gulf of Alaska. *Marine Mammal Science* 14:232-244.
- Calkins, D.G., et J.A. Curatolo. 1980. Marine mammals of Lower Cook Inlet and the potential for impact from outer continental shelf oil and gas exploration, development and transport. Rapport inédit de l'Alaska Department of Fish and Game. 81 p.
- Calkins, D.G., et E. Goodwin. 1988. Investigation of the declining sea lion population in the Gulf of Alaska. Alaska Department of Fish and Game. Anchorage (Alaska). Rapport inédit. 76 p.

- Calkins, D.G., D.C. McAllister, K.W. Pitcher et G.W. Pendleton. 1999. Steller sea lion status and trend in Southeast Alaska: 1979-1997. *Marine Mammal Science* 15:462-477.
- Calkins, D.G., et K.W. Pitcher. 1982. Population assessment, ecology and trophic relationships of Steller sea lions in the Gulf of Alaska. Pages 445-546. Environmental assessment of the Alaskan continental shelf: final reports of principal investigators, U.S. Dept. of Commer., N.O.A.A., Juneau (Alaska).
- Calkins, D.G., et K.W. Pitcher. 1996. Steller sea lion movements, emigration and survival. Pages 34-40. Steller sea lion recovery investigations in Alaska, 1992-1994. (Pitcher, K.W., compilateur). Wildlife Technical Bulletin No. 13, Alaska Department of Fish and Game, 333 Raspberry Road, Anchorage (Alaska) 99518.
- Gazette du Canada. 2002. Règlement modifiant le Règlement sur les mammifères marins. Le samedi 2 mars 2002. Partie I. Avis au lecteur. *Gazette du Canada* 136:502-506.
- Cannings, S.G., L.R. Ramsay, D.F. Fraser et M.A. Fraker. 1999. Rare amphibians, reptiles, and mammals of British Columbia. Wildlife Branch and Resources Inventory Branch, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique). 198 p.
- de Blois, S. 1986. The social behavior of an emerging breeding population of *Eumetopias jubatus* on the coast of Humboldt County. Mémoire de maîtrise, Humboldt State University. 64 p.
- de Swart, R.L., P.S. Ross, L.J. Vedder, H.H. Timmerman, S.H. Heisterkamp, H. Van Loveren, J.G. Vos, P.J.H. Reijnders et A.D.M.E. Osterhaus. 1994. Impairment of immune function in harbor seals (*Phoca vitulina*) feeding on fish from polluted waters. *Ambio* 23:155-159.
- DeLong, R.L., W.G. Gilmartin et J.G. Simpson. 1973. Premature births in California sea lions: association with high organochlorine pollutant residue levels. *Science* 181:1168-1170.
- DeMaster, D., et S. Atkinson. (éd.). 2002. Steller sea lion decline: is it food II? University of Alaska Sea Grant, AK-SG-02-02 56 p.
- Duff, W. 1977. The Indian history of British Columbia, Vol. 1. The impact of the White man. Anthropology in British Columbia. Memoir No. 5. British Columbia Provincial Museum, Victoria (Colombie-Britannique). 117 p.
- Eberhardt, L.L. 1985. Assessing the dynamics of wild populations. *Journal of Wildlife Management* 49:997-1012.
- Edie, A.G. 1977. Distribution and movements of Steller sea lion cows (*Eumetopias jubatus*) on a pupping colony. Mémoire de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), Canada. 81 p.
- Elliot, H.W. 1882. The sea lion (*Eumetopias stelleri*). A monograph of the seal-islands of Alaska., U.S. Commission of Fish and Fisheries Spec. Bull., Govt. Printing Office, Washington (D.C.).
- Engelhardt, F.R., J.R. Geraci et T.G. Smith. 1977. Uptake and clearance of petroleum hydrocarbons in the ringed seal, *Phoca hispida*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34:1143-1147.

- Englehardt, F.R. 1987. Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution. Pages 101-115 in J. Kuiper et W.J. Van den Brink (éd.). Fate and effects of oil in marine ecosystems, Martinus Nijhoff Publishers, Boston (Massachusetts).
- 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* 282:473-476.
- Fiscus, C.H. 1961. Growth in the Steller sea lion. *Journal of Mammalogy* 47:195-200.
- Fiscus, C.H., et G.A. Baines. 1966. Food and feeding behaviour of Steller and California sea lions. *Journal of Mammalogy* 47:195-200.
- Fisher, D.H. 1981. Studies on the biology of sea lions in British Columbia. National Geographic Society Research Report 13:215-219.
- Fisher, R.A. 1958. The genetical theory of natural selection. Dover, New York, NY. 291 p.
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, L.G. Barrett-Lennard, A.B. Morton, R.S. Palm et K.C. Balcomb III. 1998. Dietary specialization in two sympatric populations of killer whales (*Orcinus orca*) in coastal British Columbia and adjacent waters. *Canadian Journal of Zoology* 76:1456-1471.
- Fowler, C.W. 1987. A review of density dependence in populations of large mammals. In H.H. Genoways (éd.). Current Mammalogy, Plenum Press, New York (New York), États-Unis.
- Fowler, C.W. 1988. A review of seal and sea lion entanglement in marine fishing debris. National Marine Mammal Laboratory, Seattle (Washington). Manuscrit inédit.
- Fowler, C.W., et T.R. Merrell. 1986. Victims of plastic technology. *Alaska Fish Game* 18:34-37.
- Fritz, L.W., et R.C. Ferrero. 1998. Options in Steller sea lion recovery and groundfish fishery management. *Biosphere Conservation* 1:7-19.
- Fritz, L.W., R.C. Ferrero et R.J. Berg. 1995. The threatened status of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, under the Endangered Species Act: effects on Alaska groundfish fisheries management. *Marine Fisheries Review* 5:14-27.
- Gentry, R.L. 1970. Social behavior of the Steller sea lion. Thèse de doctorat, University of California, Santa Cruz (Californie), États-Unis. 113 p.
- Gentry, R.L. 1974. The development of social behavior through play in the Steller sea lion. *Amer. Zool.* 14:391-403.
- Gentry, R.L., et J. H. Johnson. 1981. Predation by sea lions on northern fur seal neonates. *Mammalia* 45:423-430.
- Geraci, J.R., et T.G. Smith. 1976. Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33:1976-1984.
- Geraci, J.R., et D.J. St. Aubin. 1980. Offshore petroleum resource development and marine mammals: a review and research recommendations. *Marine Fisheries Review* 42:1-12.
- Gilmartin, W.G., R.L. DeLong, A.W. Smith, J.C. Sweeney, B.W. De Lappe, R.W. Risebrough, L.A. Griner, M.D. Dailey et D.B. Peakall. 1976. Premature parturition in the California sea lion. *Journal of Wildlife Diseases* 12:104-115.

- Gisiner, R.C. 1985. Male territorial and reproductive behaviour in the Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*. Thèse de doctorat, University of California, Santa Cruz. 146 p.
- Hancock, D. 1970. California sea lion as a regular winter visitant off the British Columbia coast. *Journal of Mammalogy* 51:614.
- Harding, L.E., et J.R. Englar. 1989. The Nestucca oil spill: fate and effects to May 31, 1989. Service de la protection de l'environnement du Canada, Pacifique et Yukon. Rapport régional (Vancouver) 89-01.
- Harestad, A.S. 1977. Diurnal activities of northern sea lions. *Syesis* 11:279-280.
- Harestad, A.S., et H.D. Fisher. 1975. Social behavior in non-pupping colony of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Canadian Journal of Zoology* 53:1596-1613.
- Harwood, J., et A. Hall. 1990. Mass mortality in marine mammals: its implications for population dynamics and genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 5:254-257.
- Higgins, L. 1984. Maternal behavior and attendance patterns of the Steller sea lion in California. Mémoire de maîtrise, University of California, Santa Cruz. 37 p.
- Hood, W.R., et K.A. Ono. 1997. Variation in maternal attendance patterns and pup behaviour in a declining population of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Canadian Journal of Zoology* 75:1241-1246.
- Hoover, A.A. 1988. Steller sea lion - *Eumetopias jubatus*. Pages 159-193 in J.W. Lentfer (éd.). Selected Marine Mammals of Alaska: Species Accounts with Research and Management Recommendations., Marine Mammal Commission, Washington (D.C.).
- Hunter, A.M.J., et A.W. Trites. 2001. An annotated bibliography of scientific literature (1751-2000) pertaining to Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska. Fisheries Centre Research Reports 9:45 p.
- Imler, R.H., et H.R. Sarber. 1947. Harbor seals and sea lions in Alaska. U.S. Fish and Wildlife Service, Special Report 28, 23 p.
- Jameson, R.J., et K.W. Kenyon. 1977. Prey of sea lions in the Rogue River, Oregon. *Journal of Mammalogy* 58:672.
- Jamieson, G.S., et P.F. Olesiuk. 2001. Salmon farm - pinniped interactions in British Columbia: an analysis of predator control, its justification and alternative approaches. Document de recherche du Secrétariat canadien de consultation scientifique 2001/142. 74 p. [Résumé en français]
- Jefferson, T.A., S. Leatherwood et M.A. Webber. 1994. Marine mammals of the world, FAO species identification guide. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome. 320 p.
- Johnson, S.R., J.J. Burns, C.I. Malme et R.A. Davis. 1989. Synthesis of information on the effects of noise and disturbance on major haulout concentrations of the Bering Sea pinnipeds. Document présenté au Mineral Management Service, U.S. Department of Interior, contrat n° 14-12-0001-30361. LGL Alaska Research Associates, 505 N. Lights Blvd., Suite 210, Anchorage (Alaska) 99503.
- Kajimura, H., et T.R. Loughlin. 1988. Marine mammals in the oceanic food web of the eastern subarctic Pacific Bull. Ocean Res. Inst. (Tokyo). Bull. Ocean Res. Inst. (University of Tokyo) 26:187-223.

- Kastelein, R.A., N. Vaughan et P.R. Wiepkema. 1990. The food consumption of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Aquatic Mammals* 15:137-144.
- Kastelein, R.A., et F.C. Weltz. 1990. Distribution, abundance, reproduction and behaviour of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Prince William Sound, Alaska. *Aquatic Mammals* 15:145-157.
- Kenyon, K.W. 1962. History of the Steller sea lion at the Pribilof Islands, Alaska. *Journal of Mammalogy* 43:68-75.
- Kenyon, K.W., et D.W. Rice. 1961. Abundance and distribution of the Steller sea lion. *J. Mammal* 42:223-234.
- Kenyon, K.W., et V.B. Scheffer. 1955. The seals, sea-lions and sea otter of the Pacific coast: descriptions, life history notes, photographs and drawings. U.S. Fish and Wildlife Service Circular No. 32.
- Kooyman, G.L., R.L. Gentry et W.B. McAlister. 1976. Physiological impact of oil on pinnipeds. Final Report, Research Unit 71 to US Dept Interior, Bureau of Land Management OCSEAP. 23 p.
- Lavigne, D.M., et O.J. Schmitz. 1990. Global warming and increasing population densities: a prescription for seal plagues. *Marine Pollution Bulletin* 21:280-284.
- Lee, J.S., S. Tanabe, H. Umino, R. Tatsukawa, T.R. Loughlin et D.C. Calkins. 1996. Persistent organochlorines in Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) from the bulk of Alaska and the Bering Sea, 1976-1981. *Marine Pollution Bulletin* 32:535-544.
- Lewis, J.P. 1987. An evaluation of a census-related disturbance of Steller sea lions. Mémoire de maîtrise, University of Alaska, Fairbanks (Alaska). 93 p.
- Loughlin, T.R. 1997. Using the phylogeographic method to identify Steller sea lion stocks. Pages 159-171 in A. Dizon, S.J. Chivers et W.F. Perrin (éd.). *Molecular genetics of marine mammals.*, Special Publication #3 of the Society for Marine Mammalogy.
- Loughlin, T.R. 1998. The Steller sea lion: A declining species. *Biosphere Conservation* 1:91-98.
- Loughlin, T.R. 1999. Steller sea lion / *Eumetopias jubatus*. Pages 199-200 in D.E. Wilson et S. Ruff (éd.). *The Smithsonian book of North American mammals.*, Smithsonian Institution Press, Washington.
- Loughlin, T.R., B.E. Ballachey et B.A. Wright. 1996. Overview of studies to determine injury caused by the Exxon Valdez oil spill to marine mammals. *Amer. Fish. Soc. Symp.* 18:798-808.
- Loughlin, T.R., L. Consiglieri, R.L. DeLong et A.T. Actor. 1983. Incidental catch of marine mammals by foreign fishing vessels, 1978-1981. *Marine Fisheries Review* 45:44-49.
- Loughlin, T.R., et R.L. DeLong. 1983. Incidental catch of sea lions during the 1982 and 1983 walleye pollock joint venture fishery in Shelikof Strait, Alaska. NWAFC Processed Report 83-15, 37 p.
- Loughlin, T.R., P.J. Gearin, R.L. DeLong et R.L. Merrick. 1986. Assessment of net entanglement on northern sea lions in the Aleutian Islands, 25 June-15 July 1985. Alaska Fisheries Science Center. Seattle (Washington). NWAFC Processed Report 86-02. 50 p.

- Loughlin, T.R., et R. Nelson, Jr. 1986. Incidental mortality of northern sea lions in Shelikof Strait, Alaska. *Marine Mammal Science* 2:14-33.
- Loughlin, T.R., A.S. Perlov, J.D. Baker, S.A. Blokhin et A.G. Makhnyr. 1998. Diving behavior of adult female Steller sea lions in the Kuril Islands, Russia. *Biosphere Conservation* 1:21-31.
- Loughlin, T.R., A.S. Perlov et V.A. Vladimirov. 1992. Range-wide survey and estimation of total number of Steller sea lions in 1989. *Marine Mammal Science* 8:220-239.
- Loughlin, T.R., D.J. Rugh et C.H. Fiscus. 1984. Northern sea lion distribution and abundance: 1956-1980. *Journal of Wildlife Management* 48:729-740.
- Loughlin, T.R., J.T. Sterling, R.L. Merrick, J.L. Sease et A.E. York. 2003. Diving behavior of immature Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Fisheries Bulletin* 101:566-582.
- Loughlin, T.R., et A.E. York. 2000. An accounting of the sources of Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, mortality. *Marine Fisheries Review* 62:40-45.
- Martin, J.H., P.D. Elliot, V.C. Anderlini, D. Girvin, S.A. Jacobs, R.W. Risebrough, R.L. DeLong et W.G. Gilmartin. 1976. Mercury-selenium-bromine imbalance in premature parturient California sea lions. *Marine Biology* 35: 91-104.
- Mate, B.R. 1977. Aerial censusing of pinnipeds in the eastern Pacific for assessment of population numbers, migratory distributions, rookery stability, breeding effort and recruitment. Rapport présenté à la Marine Mammal Commission, contrat n° MMC-75/01, Marine Mammal Commission, Washington (D.C.), Disponible auprès du Natl. Tech. Inf. Serv., Springfield (Virginie), sous le numéro PB 265-859. 67 p.
- Mate, B.R. 1985. Incidents of marine mammal encounters with debris and active fishing gear. Pages 453-457 in R.S. Shomura et H.O. Yoshida (éd.). *Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris*, NOAA-TM-NMFS-SWFC-54, Honolulu.
- Mathisen, O.A., R.T. Baade et R.J. Lop. 1962. Breeding habits, growth, and stomach contents of the Steller sea lion in Alaska. *Journal of Mammalogy* 43:464-477.
- Mathisen, O.A., et R.J. Lop. 1963. Photographic census of the Steller sea lion herds in Alaska, 1956-58. *U.S. Fish and Wildl. Ser., Spec. Sci. Rep. Fish.* 424:20.
- McAlister, W.B., et M.A. Perez. 1976. Ecosystem dynamics, birds and marine mammals. Part I: Preliminary estimates of pinniped-fish relationships in the Bering Sea. Northwest Fisheries Center, Alaska Fisheries Science Center. Seattle (Washington). Rapport final pour l'Environmental Assessment of the Alaskan Continental Shelf, RU-77.
- Merrick, R.L. 1987. Behavioral and demographic characteristics of northern sea lion rookeries. Mémoire de maîtrise, Oregon State University, Corvallis 124 p.
- Merrick, R.L. 1997. Current and historical roles of apex predators in the Bering Sea ecosystem. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*:343-356.
- Merrick, R.L., et T.R. Loughlin. 1997. Foraging behavior of adult female and young-of-year Steller sea lions in Alaskan waters. *Canadian Journal of Zoology* 75:776-786.
- Merrick, R.L., T.R. Loughlin et D.G. Calkins. 1987. Decline in abundance of the northern sea lion, *Eumetopias jubatus*, in Alaska, 1956-1986. *Fisheries Bulletin* 85:351-365.

- Milette, L.L. 1999. Behaviour of lactating Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) during the breeding season: A comparison between a declining and stable population in Alaska. Mémoire de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), Canada. 57 p.
- Milette, L.L., et A.W. Trites. 2003. Maternal attendance patterns of lactating Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) from a stable and a declining population in Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 81:340-348.
- Miller, W., et J.E. Miller. 1848. Transduction de G.W. Steller. 1751. Habits and characteristics of sea lions, in D.S. Jordan (éd.). The fur seals and fur-seal islands of the North Pacific Ocean, Part 3. Mem. Imp. Academy Sciences in St. Petersburg for the year 1849, Government Printing Office, Washington (D.C.).
- Morton, A.B. 1990. A quantitative comparison of the behaviour of resident and transient forms of the killer whale off the central British Columbia coast. Rapport présenté à la Commission baleinière internationale, Special Issue 12:245-248.
- Newcombe, C.F., W.H. Greenwood et C. McLean. 1918. Preliminary report of the Commission on the sea-lion question, 1915. B.C. sea lion investigation, special commissioner's preliminary and main reports. Contributions to Canadian Biology (Studies from the Biological Stations of Canada 1917-1918), Supplement to the 7th Annual Report of the Dept. of the Naval Service, Fisheries Branch (8 George V, Sessional Paper No. 38a). 5-52 p.
- Newcombe, C.F., et W.A. Newcombe. 1914. Sea-lions on the coast of British Columbia, Report of the Commission of Fisheries for 1913. 131-139 p.
- NMFS (National Marine Fisheries Service). 1992. Recovery Plan for the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*). Rédigé par la Steller Sea Lion Recovery Team pour le National Marine Fisheries Service, Silver Spring (Maryland). 92 p.
- O'Daniel, D., et J.C. Schneeweis. 1992. Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, predation on Glaucous-winged gulls, *Larus glaucescens*. *Canadian Field Naturalist* 106:268.
- Olesiuk, P.F. 2003. Recent trends in the abundance of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in British Columbia. Document de travail du Comité national d'examen des mammifères marins n° 2001-10.
- Olesiuk, P.F., et M.A. Bigg. 1987. Seasonal changes in condition of male Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*. Ministère des Pêches et des Océans, Direction de la recherche sur les pêches, Station de biologie du Pacifique, Nanaimo (Colombie-Britannique), Canada V9R 5K6. Manuscrit inédit. 34 p.
- Olesiuk, P.F., et M.A. Bigg. 1988. Seals and sea lions in British Columbia. Publication spéciale du ministère des Pêches et des Océans. 12 p.
- Olesiuk, P.F., D. Burles, G. Horonowitsch et T.G. Smith. 1993. Aerial censuses of pinnipeds in the Queen Charlotte Islands, 1 July - 1 August, 1992. Canadian Manuscript Report Fisheries and Aquatic Sciences 2217.
- Olesiuk, P.F., D.G. Calkins, K.W. Pitcher, W.L. Perryman, C. Stinchcomb et M. Lynn. 2003. An evaluation of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) pup counts from 35mm oblique photographs. Document de travail du Comité national d'examen des mammifères marins n° 2001-09.

- Orr, R.T., et T.C. Poulter. 1967. Some observations on reproduction, growth, and social behavior in the Steller sea lion. *Proceedings of the California Academy of Science* 35:193-226.
- Pascual, M.A., et M.D. Adkinson. 1994. The decline of the Steller sea lion in the northeast Pacific: demography, harvest or environment. *Ecol. Appl.* 4:393-403.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese et F. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279:860-863.
- Perez, M.A. 1994. Calorimetry measurements of energy value of some Alaskan fishes and squids. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-32, 32 p.
- Perez, M.A., W.B. McAlister et E.E. Mooney. 1990. Estimated feeding rate relationship for marine mammals based on captive animal data. National Marine Fisheries Service. NOAA Technical Memorandum. NMFS F/NWC-184, p.
- Pike, G.C. 1958. Food of the northern sea lion. Fisheries Research Board of Canada, Progress Report of the Pacific Coast Biological Station. 112, 18-20 p.
- Pike, G.C. 1961. The northern sea lion in British Columbia. *Can. Audubon* 23:1-5.
- Pike, G.C., et B.E. Maxwell. 1958. The abundance and distribution of the northern sea lion (*Eumetopias jubata*) on the coast of British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 15:5-17.
- Pitcher, K.W. 1981. Prey of the Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, in the Gulf of Alaska. *Fishery Bulletin* 79:467-472.
- Pitcher, K.W., D.G. Calkins et G. Pendleton. 1998. Reproductive performance of female Steller sea lions: an energetics-based reproductive strategy? *Canadian Journal of Zoology* 76:2075-2083.
- Pitcher, K.W., et F.H. Fay. 1982. Feeding by Steller sea lions on harbor seals. *The Murrelet* 63:70-71.
- Pitcher, K.W., P.F. Olesiuk, R.F. Brown, M. Lowry, J. Sease, W. Perryman, C. Stinchcomb et L. Lowry. 2003. Status and trend of the eastern population of Steller sea lions. Marine Sciences in the Northeast Pacific Symposium, 13-17 janvier 2003, Anchorage (Alaska).
- Porter, B. 1997. Winter ecology of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska. Mémoire de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), Canada. 84 p.
- Raum-Suryan, K., et K.W. Pitcher. 2000. Trip report: band resights of Steller sea lions within Southeast Alaska and northern British Columbia from 19 June - 10 July, 2000. Rapport inédit. Disponible auprès de l'Alaska Department of Fish and Game, 333 Raspberry Road, Anchorage (Alaska).
- Raum-Suryan, K.L., K.W. Pitcher, D.G. Calkins, J.L. Sease et T.R. Loughlin. 2002. Dispersal, rookery fidelity, and metapopulation structure of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in an increasing and a decreasing population in Alaska. *Marine Mammal Science* 18:746-764.
- Rehberg, M.J., K.L. Raum-Suryan, K.W. Pitcher et T.S. Gelatt. 2001. Development of juvenile Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) diving behavior in Alaska. [Résumé]. 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Vancouver (Colombie-Britannique), 28 nov.-3 déc. 2001.
- Repenning, C.A. 1976. Adaptive evolution of sea lions and walruses. *Syst. Zool.* 25:375-390.

- Rice, D.W. 1998. Marine mammals of the world: systematics and distribution. Special Publication of the Society of Marine Mammalogy. 231 p.
- Risebrough, R.W. 1978. Pollutants in marine mammals, a literature review and recommendations for research. Springfield (Virginie). National Technical Information Service, US Department of Commerce. Report No. MMC-77/12.
- Roffe, T.J., et B.R. Mate. 1984. Abundances and feeding habits of pinnipeds in the Rogue River, Oregon. *Journal of Wildlife Management* 48:1261-1274.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 1999. Metabolic effects of low-energy diet on Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*. *Physiological and Biochemical Zoology* 72:723-731.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 2000a. Assessing the role of nutritional stress in the decline of wild populations: a Steller case of scientific sleuthing. Pages 182-186 in C.L.K. Baer (éd.). Proceedings of the Third Comparative Nutrition Society Symposium, No. 3, Pacific Grove, California, 4-9 août 2000.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 2000b. Digestive efficiency and dry matter digestibility of Steller sea lions fed herring, pollock, squid, and salmon. *Canadian Journal of Zoology* 78:234-239.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 2000c. Pollock and the decline of Steller sea lions: testing the junk-food hypothesis. *Canadian Journal of Zoology* 78:1243-1258.
- Ross, P.S., R.L. de Swart, P.J.H. Reijnders, H.V. Loveren, J.G. Vos et A.D.M.E. Osterhaus. 1995. Contaminant-related suppression of delayed-type hypersensitivity and antibody responses in harbour seals fed herring from the Baltic Sea. *Environmental Health Perspectives* 103:162-167.
- Ross, P.S., R.L. de Swart, H.H. Timmerman, H. van Loveren, J.G. Vos et A.D.M.E. Osterhaus. 1996. Immunotoxicological studies in the harbour seal (*Phoca vitulina*). Pages 579-584 in J.S. Stolen, T.C. Fletcher, C.J. Bayne, C.J. Secombes, J.T. Zelikoff, L.E. Twerdok et D.P. Anderson (éd.). Modulators of immune responses, the evolutionary trail, SOS Publications, Fair Haven (New Jersey).
- Rowley, J. 1929. Life history of sea lions on the California coast. *Journal of Mammalogy* 10:1-36.
- Sandegren, F.E. 1970. Breeding and maternal behaviour of the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) in Alaska. Mémoire de maîtrise, University of Alaska, Fairbanks (Alaska), États-Unis. 138 p.
- Sandegren, F.E. 1976. Courtship display, agonistic behavior and social dynamics in the Steller sea lion. *Behaviour* 57:136-158.
- Scammon, C.M. 1874. The marine mammals of the northwestern coast of North America. Dover Publ. Edition (1968), New York (New York). 312 p.
- Scheffer, V.B. 1964. Hair patterns in seals (Pinnipedia). *J. Morphol.* 115.
- Schusterman, R.J. 1981. Steller sea lion, *Eumetopias jubatus* (Schreber, 1776). Pages 119-141, in S.H. Ridgway et R.J. Harrison (éd.). Handbook of Marine Mammals. Vol. 1. Walrus, sea lions, fur seals and sea otters, Academic Press, New York (New York).
- Schusterman, R.J., F. Balliet et S.S. John. 1970. Vocal displays underwater by the grey seal, the harbor seal and the Steller sea lion. *Psychol. Sci.* 18:303-305.
- Sease, J.L., R.F. Brown, V.N. Burkanov, D.G. Calkins, P.F. Olesiuk et A.E. York. 1999. Range-wide survey of Steller sea lions in 1994. NMML, Rapport inédit.

- Sease, J.L., et C. Stinchcomb. 2003. 2002 Surveys of Steller Sea Lions in Alaska. Marine Sciences in the Northeast Pacific Symposium, 13-17 janvier 2003, Anchorage (Alaska).
- Shima, M., A.B. Hollowed et G.R. VanBlaricom. 2000. Response of pinniped populations to directed harvest, climate variability, and commercial fishery activity: a comparative analysis. *Reviews in Fisheries Science* 8:89-124.
- Sinclair, E.H., et T.K. Zeppelin. 2002. Seasonal and spatial differences in diet in the western stock of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Journal of Mammalogy* 83:973-990.
- Smith, T.G., et J.R. Geraci. 1975. The effect of contact and ingestion of crude oil on ringed seals in the Beaufort Sea. Beaufort Sea Tech. Rep. No. 5, 66 p.
- Snyder, G.M., K.W. Pitcher, W.L. Perryman et M.S. Lynn. 2001. Counting Steller sea lion pups in Alaska: an evaluation of medium-format, color aerial photography. *Marine Mammal Science* 17:136-146.
- Spalding, D.J. 1964a. Age and growth of female sea lions in British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 21:415-417.
- Spalding, D.J. 1964b. Comparative feeding habits of the fur seal, sea lion and harbour seal on the British Columbia coast. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 146:1-47.
- St. Aubin, D.J. 1990. Physiologic and toxic effects on pinnipeds. Pages 103-127 in J.R. Geraci et D.J.S. Aubin (éd.). Sea mammals and oil: confronting the risks, Academic Press, San Diego (Californie).
- Stewart, B.S., et P.K. Yochem. 1987. Entanglement of pinnipeds in synthetic debris and fishing net and line fragments at San Nicolas and San Miguel Islands, California, 1978-1986. *Marine Pollution Bulletin* 18:336-339.
- Strick, J.M. 1993. Bibliography: Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*). National Marine Mammal Laboratory, Alaska Fisheries Science Center. Rapport inédit.
- Stroud, R.K. 1978. Causes of death and pathological findings in marine mammals along the Oregon coast. Mémoire de maîtrise, Oregon State University, Corvallis (Oregon). 65 p.
- Swain, U., et D.G. Calkins. 1997. Foraging behaviour of juvenile Steller sea lions in the northeastern Gulf of Alaska: diving and foraging trip duration. Pages 92-106. Steller sea lion recovery investigations in Alaska, 1995-1996, Alaska Department of Fish and Game, Division of Wildlife Conservation. Alaska Department of Fish and Game, 333 Raspberry Road, Anchorage (Alaska) 99518-1599, États-Unis.
- Swain, U.G. 1999. Steller sea lion foraging studies in Southeast Alaska during 1998. Présentation au Steller Sea Lion Research Peer Review Feeding Ecology Workshop, Seattle (Washington), 11-12 février 1999. 40 p.
- Thorsteinson, F.V., et C.J. Lensink. 1962. Biological observations of Steller sea lions taken during an experimental harvest. *Journal of Wildlife Management* 26:353-359.
- Trillmich, F., et K. Ono. (éd.). 1991. Pinnipeds and El Niño: responses to environmental stress. Springer-Verlag, New York. 293 p.
- Trites, A.W. 1997. The role of pinnipeds in the ecosystem. Pages 31-39, in G. Stone, J. Goebel et S. Webster (éd.). Pinniped populations, eastern north Pacific: status, trends and issues, New England Aquarium, Conservation Department, Boston.

- Trites, A.W., V. Christensen et D. Pauly. 1997. Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22:173-187.
- Trites, A.W., et C.P. Donnelly. 2003. The decline of Steller sea lions in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis. *Mammal Review* 33:3-28.
- Trites, A.W., et P.A. Larkin. 1992. The status of Steller sea lion populations and the development of fisheries in the Gulf of Alaska and Aleutian Islands. Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver. 134 p.
- Trites, A.W., et P.A. Larkin. 1996. Changes in the abundance of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska from 1956 to 1992: How many were there? *Aquatic Mammals* 22:153-166.
- Trites, A.W., P. Livingston, M.C. Vasconcellos, S. Mackinson, A.M. Springer et D. Pauly. 1999a. Ecosystem considerations and the limitations of ecosystem models in fisheries management: Insights from the Bering Sea. Pages 609-619. Proceedings of Ecosystem Considerations in Fisheries Management. Réunion conjointe : 16th Lowell Wakefield Fisheries Symposium et American Fisheries Society. Anchorage (Alaska), États-Unis. 30 septembre-3 octobre 1998, College Sea Grant Program.
- Trites, A.W., P.A. Livingston, S. Mackinson, M.C. Vasconcellos, A.M. Springer et D. Pauly. 1999b. Ecosystem change and the decline of marine mammals in the eastern Bering Sea: testing the ecosystem shift and commercial whaling hypotheses. Fisheries Centre Research Reports. 7(1): 106 p.
- Trites, A.W., et D. Pauly. 1998. Estimating mean body masses of marine mammals from maximum body lengths. *Canadian Journal of Zoology* 76:886-896.
- Trites, A.W., B.P. Porter, V. Deecke et D.A.S. Rosen. 2001. Observations of Steller sea lions at haulouts in Alaska: when do they wean and are they nutritionally stressed? [Résumé]. 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Trites, A.W., et B.T. Porter. 2002. Attendance patterns of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) and their young during winter. *Journal of Zoology* (London) 256:547-556.
- Vania, J.S. 1972. Sea lion pelage study. Alaska Department of Fish and Game, Federal Aid in Wildlife Restoration Projects W-17-3 et W-17-4, Job 9.1R, Anchorage. 12 p.
- Vania, J.S., et E. Klinkhart. 1967. Sea lions. Marine mammal report. Vol. VIII. Alaska Dept. Fish and Game. Juneau. Fed. Aid Wildl. Restor. Annu. Proj. Segment Rep. 5 p.
- Wada, K. 1998. Steller sea lions: present status of studies of migratory ecology, and conflict between fisheries and conservation in Japan. *Biosphere Conservation* 1:1-6.
- Wilke, F., et K.W. Kenyon. 1952. Notes on the food of fur seal, sea-lion, and harbor porpoise. *Journal of Wildlife Management* 16:396-397.
- Winship, A.J., et A.W. Trites. 2003. Prey consumption of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) off Alaska: How much prey do they require? *Fishery Bulletin* 101:147-167.

- Winship, A.J., A.W. Trites et D.G. Calkins. 2001. Growth in body size of the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Journal of Mammalogy* 82:500-519.
- Winship, A.J., A.W. Trites et D.A.S. Rosen. 2002. A bioenergetic model for estimating the food requirements of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska, USA. *Marine Ecology Progress Series* 229:291-312.
- Withrow, D.E. 1982. Using aerial surveys, ground truth methodology, and haul out behavior to census Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*. Mémoire de maîtrise, University of Washington, Seattle (Washington), États-Unis 102 p.
- Wolfe, R.J. 1997. The subsistence harvest of harbor seal and sea lion by Alaska natives in 1996. Final report for year five subsistence study and monitor system (no. 50ABNF400080). Alaska Dept. Fish and Game, Division of Subsistence, Juneau, Alaska. Technical Paper No. 241. 69 p.
- Wolfe, R.J., et L.B. Hutchinson-Scarborough. 1999. The subsistence harvest of harbor seals and sea lions by Alaska Natives in 1998. Alaska Dept. Fish and Game, Division of Subsistence, Juneau, Alaska. Juneau, Alaska. Technical paper no. 250. p.
- York, A.E. 1994. The population dynamics of northern sea lions, 1975-1985. *Marine Mammal Science* 10:38-51.
- York, A.E., R.L. Merrick et T.R. Loughlin. 1996. An analysis of the Steller sea lion metapopulation in Alaska. Pages 259-292 in D.R. McCullough (éd.). *Metapopulations and Wildlife Conservation*, Island Press, Washington.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES AUTEURS DU RAPPORT

Peter Olesiuk est biologiste de recherche au Département of Fisheries and Oceans, à la Pacific Biological Station (Nanaimo). Directeur du programme des phoques et des otaries pour la région du Pacifique depuis 1989, il a pris congé en 2001 pour travailler comme chercheur principal pour le programme du phoque commun du Department of Fish and Game de l'Alaska.

Olesiuk étudie les mammifères marins du Pacifique Nord depuis plus de vingt ans. Ses recherches ont surtout porté sur les Pinnipèdes (phoque commun, otarie de Steller, otarie de Californie, otarie à fourrure du Nord) : relevés et évaluations de populations, étude des habitudes alimentaires et de l'énergétique, étude des déplacements et des comportements à l'aide de techniques de télémétrie et d'étiquetage, et étude des interactions avec les pêches. Son travail s'est surtout concentré en Colombie-Britannique, mais il a aussi mené des travaux dans l'ensemble de l'Alaska ainsi que dans l'État du Washington, en Oregon et en Californie. En plus de ses travaux sur les Pinnipèdes, il a aussi mené des recherches sur les baleines et les marsouins. Il s'intéresse également depuis longtemps à la biologie des populations d'épaulards.

Andrew Trites est professeur agrégé et directeur de l'unité des mammifères marins du Fisheries Centre à la University of British Columbia. Il est aussi directeur de recherche au consortium de recherche sur les mammifères marins des

universités du Pacifique Nord, membre de l'équipe américaine de rétablissement de l'otarie de Steller et coprésident du Sous-comité des mammifères marins du COSEPAC.

Monsieur Trites étudie les mammifères marins du Pacifique Nord depuis plus de vingt ans. Ses recherches actuelles portent surtout sur les Pinnipèdes (otarie de Steller et otarie à fourrure du Nord). Elles comprennent des études sur des animaux en captivité, des études en milieu naturel et de la modélisation de simulation. Entre autres travaux, il a modélisé l'écosystème de la mer de Béring, estimé le degré de compétition entre les mammifères marins et les pêches et évalué l'hypothèse d'une dégradation de la qualité des proies de l'otarie de Steller (*junk-food hypothesis*) comme explication du déclin des effectifs en Alaska. Il forme des étudiants et collabore avec des chercheurs spécialisés dans d'autres disciplines (nutrition, écologie, physiologie, océanographie et autres). Ses étudiants des cycles supérieurs ont travaillé sur des sujets variés, dont la génétique du phoque commun, les interactions entre les épaulards et les navires, le comportement de l'otarie de Steller, l'énergétique des Pinnipèdes, la cartographie SIG des habitats essentiels des mammifères marins et la prédation sur les salmonidés.

EXPERTS CONSULTÉS

Aucun

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune

Annexe 1. Nombre d'otaries de Steller, sans les petits, dénombrées dans le cadre des relevés provinciaux réalisés pendant la saison de reproduction, de 1971 à 2002.

Les sites qui ont abrité des otaries dans la période d'étude ont été classés comme suit : R – roqueries, EP - échoueries permanentes, et EH - échoueries hivernales, bien que, dans certains cas, l'utilisation du site peut avoir changé au cours de la période. NR indique que le site n'a pas fait l'objet d'un relevé et qu'il abritait probablement des animaux; (NR) indique que le site n'a pas fait l'objet d'un relevé mais qu'il n'abritait probablement pas d'animaux selon les relevés précédent et subséquent. « ? » indique que l'existence du site n'était pas connue et que le site pourrait avoir été omis. Le nombre estimatif d'animaux non comptés avec, entre parenthèses, le nombre des sites n'ayant pas fait l'objet d'un relevé qui auraient abrité ces animaux – NR - sont présentés à l'avant-dernière ligne du tableau.

Nom des sites	Type	28 juin au 30 juin 1971	29 juin au 3 juillet 1973	27 juin au 30 juin 1977	28 juin au 1 ^{er} juillet 1982	29 juin au 3 juillet 1987	28 juin au 3 juillet 1992	28 juin au 1 ^{er} juillet 1994	29 juin au 4 juillet 1998	2 juillet au 6 juillet 2002
Pointe CARMANAH	EP	0	NR	181	170	146	103	150	255	237
Île WOUWER	EH	0	0	0	0	0	0	0	0	31
Rocher MARA	EH/EP	0	(NR)	0	3	0	0	41	87	296
LONG BEACH	EP	394	265	10	262	231	344	298	535	714
Pointe RAPHAEL	EH	0	0	0	0	0	0	58	0	0
Îles BARRIER	EP	NR	NR	105	153	149	274	290	843	585
Rochers O'LEARY	EP	331	NR	200	85	60	81	14	74	2
Île SOLANDER	EH/EP	0	3	1	0	0	51	419	179	187
CAP SCOTT	EH	0	(NR)	1	0	1	42	68	0	0
Île MAGGOT	R	418	416	627	442	550	511	371	245	456
Île BERESFORD	R	71	6	24	100	124	164	119	5	147
ILE SARTINE	R	628	616	879	806	600	575	343	262	268
Île TRIANGLE	R	550	375	570	376	1057	1603	1626	2540	2995
Pointe ASHBY	EH/EP	NR	82	4	1	210	3	226	225	519
Groupe BUCKLE	EH								(NR)	47
Rochers VIRGIN	EP	317	205	62	190	229	157	131	168	419
Rochers PEARL	EP	100	81	276	23	128	126	98	199	467
Rochers GOSLING	EP	106	NR	37	179	135	72	192	133	160
Île McINNES	EP	196	NR	45	0	0	109	241	163	25
Rocher STEELE	EP	NR	NR	85	150	7	35	137	227	101
Île ASHDOWN	EH	(NR)	(NR)	0	NR	NR	25	NR	0	(NR)
ISNOR	EP								0	72
Rochers N. DANGER	R	148	347	230	288	339	301	309	583	592
Île BONILLA	EP	29	158	333	219	19	265	272	303	215
Île CHERNEY	EH								0	19
Île REEF	EP	207	105	88	36	482	489	538	216	370
SKEDANS	EH	0	(NR)	0	45	0	0	0	0	0
Cap ST. JAMES	R	631	549	782	698	1021	867	797	763	982
Cap S TASU	EP	76	NR	278	117	263	80	196	285	151
Île MORESBY	EH	(NR)	(NR)	(NR)	(NR)	0	3	115	65	2
Cap CONE	EH	(NR)	(NR)	(NR)	(NR)	0	70	21	1	131
Rochers JOSEPH	EP	408	NR	399	366	309	327	397	601	696
Île LANGARA	EH/EP	6	NR	0	3	3	NR	0	217	3
Île ANTHONY	EP	?	?	?	?	44	279	617	359	313
Rochers WARRIOR	EP	?	?	?	?	?	416	2	282	588
Rochers GARCIN	EP								?	329
Divers	-	1		2	1	2	4	5	3	3
Animaux comptés	-	4617	3208	5219	4713	6109	7376	8091	9818	12 121
Animaux non comptés (NR)	-	272(3)	831(9)	0(0)	13(1)	13(1)	2(1)	13(1)	0(0)	0(0)
Total estimatif	-	4889	4039	5219	4726	6122	7378	8104	9818	12 121

Annexe 2. Nombre de petits de l'otarie de Steller dénombrés dans le cadre des relevés provinciaux réalisés pendant la saison de reproduction, de 1971 à 2002.

Nom des sites	28 juin au 30 juin 1971	29 juin au 3 juillet 1973	27 juin au 30 juin 1977	28 juin au 1 ^{er} juillet 1982	29 juin au 3 juillet 1987	28 juin au 3 juillet 1992	28 juin au 1 ^{er} juillet 1994	29 juin au 4 juillet 1998	2 juillet au 6 juillet 2002
Île MAGGOT	174	188	147	171	178	107	74	72	76
Île BERESFORD	C	C	C	C	2	0	2	C	1
Île SARTINE	163	273	309	409	176	253	62	148	146
Île TRIANGLE	181	189	140	185	305	476	630	1211	2199
Rochers NORTH DANGER	86	93	64	74	54	148	84	144	219
CAP ST. JAMES	337	272	303	404	367	484	333	484	635
Divers	C	C	C	2	2	0	1	4	5
Total pour la Colombie-Britannique	941	1015	963	1245	1084	1468	1186	2073	3281
Île FORRESTER	NF	2371	NF	2120	2073	NR	2073	2364	