
Chapitre 22

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

L'otarie à fourrure des Pribilof

L'otarie à fourrure ne se reproduit pas dans les eaux canadiennes. Elle se reproduit en majorité sur les îles Pribilof, dans l'est de la mer de Béring (figure 22.1), et en petit nombre dans les îles du Commandeur (U.R.S.S.), dans l'ouest de la mer de Béring, et sur l'île Robben et les îles Kouriles, dans l'ouest de l'océan Pacifique. Un petit nombre se reproduit sur les îles San Miguel, au large de la Californie.

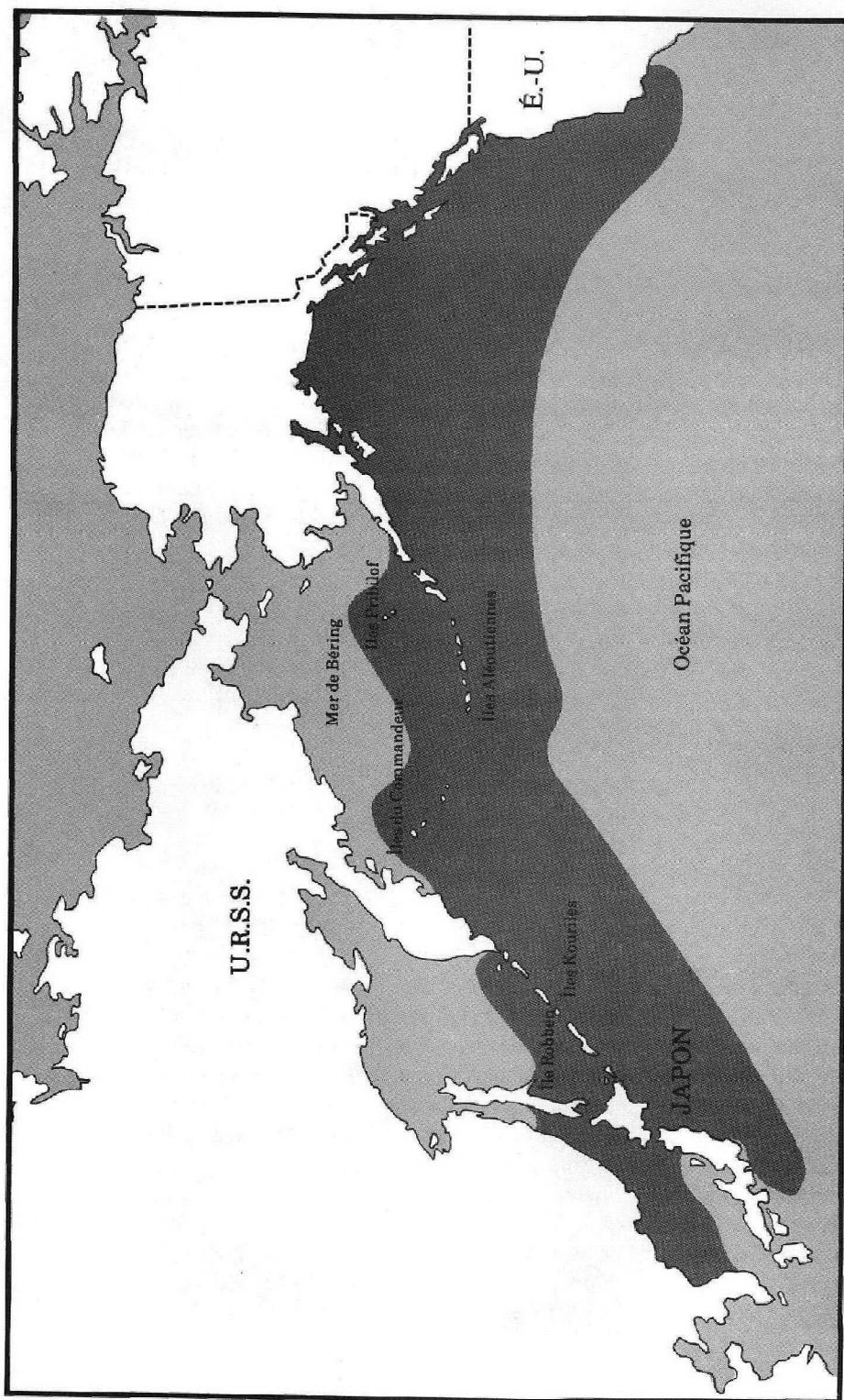
La population actuelle se chiffre à environ 1,2 million. Lors de sa réunion de 1984, le comité scientifique permanent de la Commission pour la conservation de l'otarie à fourrure du Pacifique Nord et les représentants du Canada, des États-Unis, de l'Union soviétique et du Japon, réunis en 1985, ont estimé les populations des divers groupes d'îles comme suit :

Mer de Béring : territoire des É.-U.	819 000
Mer de Béring et le Pacifique Ouest : territoire de l'U.R.S.S.	350 000
Îles San Miguel : territoire des É.-U.	4 000
	<hr/>
	1 173 000
	<hr/>

Entre juin et octobre, la plupart des otaries à fourrure des populations nordiques demeurent dans le voisinage des îles où la reproduction a lieu, mais les jeunes mâles et femelles jusqu'à cinq ans environ, notamment ceux d'un et deux ans, se dispersent dans tout le nord de l'océan Pacifique à la fin de l'hiver et au printemps (Kajimura, 1984). Les femelles se rendent jusqu'au 33° degré de latitude nord, au large de la Californie, mais les mâles ne vont pas aussi loin. Du côté est du Pacifique, les déplacements vers le sud semblent avoir lieu principalement sur une distance de 300 kilomètres le long du littoral, mais il semble qu'au retour, une forte proportion des femelles passent au large et voyagent presque en ligne droite jusqu'à la mer de Béring. La plupart des vieux mâles restent dans la mer de Béring l'année durant, cependant il semble que certains passent l'hiver dans le golfe d'Alaska et dans le Pacifique Nord.

Le Canada a deux raisons de s'intéresser à l'état des stocks. En premier lieu, il a fait partie, avec les États-Unis, l'U.R.S.S. et le Japon, de la Commission

Figure 22.1
Répartition des otaries à fourrure, Pacifique Nord



Source: King (1983).

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

pour la conservation de l'otarie à fourrure du Pacifique Nord, l'organisme international créé pour réglementer l'exploitation des stocks d'otaries à fourrure. Le Canada a donc partagé les responsabilités de la gestion rationnelle de l'exploitation des stocks et a touché certains bénéfices directs, soit 15 % des peaux récoltées. L'intérêt du Canada pour cette question était issu de sa participation très active dans la chasse en haute mer de l'otarie à fourrure, de 1866 environ jusqu'à l'interdiction de la chasse aux termes du premier accord international de 1911.

En deuxième lieu, le Canada s'intéresse à l'otarie à fourrure parce qu'un grand nombre de ces animaux franchissent les eaux côtières canadiennes, et y séjournent parfois, lors des migrations hivernales vers le Sud. Durant cette période, elles sont très voraces et se nourrissent en grande partie d'espèces commerciales de poisson, notamment le hareng.

La situation passée

Le nombre d'otaries à fourrure a considérablement varié depuis la fin du XVIII^e siècle lorsque les îles où elles se reproduisent ont été découvertes. Jusqu'à récemment, les fluctuations étaient presque entièrement attribuables à l'intensité variable de la chasse. Jusqu'à ce que les États-Unis achètent l'Alaska à la Russie en 1867, la chasse était sous la juridiction russe. Il n'y eut aucune tentative de réglementer les prises avant 1821, date où des limites de prises ont été imposées; certaines années, la chasse commerciale, par opposition à la chasse de subsistance, a été interdite. Busch (1985) a tracé l'historique de cette chasse; il estime que depuis le commencement, autour de 1786, jusqu'à la vente de l'Alaska en 1867, environ quatre millions d'otaries à fourrure ont été abattues sur les îles. Vers 1800, on estimait que la chasse antérieure non réglementée avait réduit la population à un très bas niveau, mais, malgré son caractère empirique, une réglementation subséquente des captures semble avoir permis un rétablissement de la population. D'après Busch : « En 1867, au moment de la vente de l'Alaska, la population d'otaries avait probablement retrouvé son niveau d'avant l'exploitation, c'est-à-dire près de trois millions de bêtes (dont les quatre cinquièmes seulement... forment les colonies des îles Pribilof). » Malgré les nombreuses incertitudes qui jonchent les relevés, Busch estime que quatre millions d'otaries ont été abattues dans toute la mer de Béring entre 1786 et 1867, ce qui semble raisonnable.

Après que les États-Unis aient pris possession des îles Pribilof, la situation de la chasse se mit à changer. Deux compagnies obtinrent successivement le monopole de la chasse. Les relevés permettent d'estimer à un peu plus de deux millions d'otaries les prises de la première entreprise, la *Alaska Commercial Company*, entre 1870 et 1890. De 1890 à 1910, la *North American Commercial Company* détenait les droits de chasse, mais n'a pu capturer qu'environ 360 000 otaries.

Une nouvelle menace vint à peser sur les troupeaux d'otaries vers la fin des années 1860. Depuis toujours, les Indiens de la côte ouest de l'Amérique du Nord

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

chassaient pour la subsistance les otaries en migration qui passaient au large des côtes, mais, vers 1866, d'autres groupes ont cru pouvoir profiter de la chasse commerciale. Cette chasse gagna rapidement en intensité au cours des années 1880 et atteignit un sommet en 1892, année où 124 navires recensés participèrent aux prises. Elle eut un rapide déclin car les otaries devenaient rares et la dernière année, en 1910, quatre bâtiments seulement prenaient le large. Des côtes de la Californie et de la Colombie-Britannique, les chasseurs hauturiers étendirent graduellement leurs opérations dans tout le nord du Pacifique et dans la mer de Béring. La chasse était dominée par des navires américains et canadiens, malgré la présence de quelques navires battant d'autres pavillons; le Japon mit plus de temps à constituer sa flottille de chasse en haute mer, mais il joua plus tard un rôle majeur.

Étant donné le caractère diffus de la chasse en haute mer, il est difficile de réunir des données fiables sur les prises. Busch (1985) cite trois estimations; dans deux cas, les prises totales sont estimées à 982 000 et 1 311 000 otaries, dans le troisième cas, les prises sont estimées à 394 000 peaux débarquées en Colombie-Britannique entre 1889 et 1910. La propre estimation de Busch, 1 300 000 peaux débarquées au total entre 1870 et 1910, semble raisonnable. Par ailleurs, si l'on considère l'effet de la chasse sur la population, le nombre d'animaux abattus est plus important que celui des peaux vendues. Quand il s'agit de la chasse en haute mer, par opposition à la chasse sur les îles, les chiffres diffèrent fortement à cause du nombre considérable d'animaux abattus, mais ensuite perdus en mer. Les estimations actuelles (selon Busch) de la proportion d'otaries récupérées varient entre 2 % ou 3 % et 66 % (dans le cas d'un bon chasseur). Busch a appliqué un taux moyen de récupération de 33 % dans ses calculs du nombre total d'otaries abattues, quatre millions environ. Ce pourcentage paraît optimiste, et il semble possible que le taux de récupération ait été de 16 %, ce qui porte le total d'animaux abattus à environ huit millions.

Il paraît vraisemblable que la majorité des animaux abattus hors des eaux de la mer de Béring aient été des femelles tandis que sur les îles, les prises étaient probablement constituées surtout de mâles, même dans la plupart des premières années, ce qui aurait eu des répercussions importantes sur les populations d'otaries. En outre, on ne peut être certain de la proportion d'otaries tuées par les chasseurs en haute mer qui provient de la population des îles Pribilof, bien que deux éléments portent à croire que les prises étaient constituées en grande partie d'animaux de cette origine. Premièrement, les animaux qui se reproduisent sur ces îles ont constitué environ 70 % de la population totale au cours de ces dernières années (Fowler, 1985b). Deuxièmement, la plupart des navires qui opéraient au large étaient basés dans des ports nord-américains et malgré l'importance de certaines prises dans la partie ouest de la mer de Béring et au large du Japon, notamment vers la fin de la période, il demeure probable que la majorité des prises provenaient de la partie est de la région. Au bas mot, au moins les deux tiers des animaux abattus en haute mer, entre 2 500 000 et 5 000 000 d'otaries, provenaient du stock des îles Pribilof.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

On peut donc estimer qu'il y a probablement eu entre 5 000 000 et 7 500 000 otaries de ce stock abattues entre 1866 et 1910, soit une moyenne de 120 000 à 170 000 otaries par année. La population des îles Pribilof est donc passée de 2 ou 3 millions, un niveau proche de celui de la population qui serait inexploitée (Busch, 1985; États-Unis, 1985), à environ 300 000 (État-Unis, 1985).

Le régime récent

Le mauvais état des troupeaux d'otaries des îles Pribilof entre 1890 et 1910 a fait prendre conscience aux gouvernements des États-Unis et de la Grande-Bretagne de la nécessité d'adopter des mesures radicales pour protéger les populations restantes. Il fallait réduire la chasse sur la terre ferme et si possible, mettre un terme à la chasse en haute mer. Les rivalités entre les nations et l'intransigeance de l'entreprise américaine de chasse au phoque concernée ont fait avorter tous les efforts; en outre, les tentatives d'arrêter la chasse en haute mer semblent avoir eu une conséquence inattendue : celle de stimuler l'exploitation des stocks par le Japon dans la partie ouest de la mer de Béring (Busch, 1985).

Enfin, un traité fut signé en 1911 par la Grande-Bretagne (au nom du Canada), les États-Unis, la Russie et le Japon. Aux termes de cet accord, la chasse en haute mer devenait interdite et le Canada et le Japon touchaient en dédommagement une partie des rentrées financières créées par la chasse sur la terre ferme. L'accord instaurait aussi un moratoire de cinq ans sur la capture des otaries, sauf pour la subsistance. Le traité est tombé en désuétude en 1941 avec le retrait du Japon, mais il a été repris en 1957, après avoir été amendé, quand la création de la Commission pour la conservation de l'otarie à fourrure du Pacifique Nord fut créée pour gérer la chasse. Cette Commission a été abolie très récemment.

Avant, aussi bien que depuis la création de la Commission, l'objectif déclaré de la gestion internationale de la chasse a toujours été de tenter de conserver les populations au niveau de productivité maximale. La Commission recommandait, mais n'avait pas le pouvoir d'adopter, des niveaux de prises pour les États-Unis et l'Union soviétique. Ses recommandations étaient normalement fondées sur l'opinion du Comité scientifique permanent.

En conformité avec l'objectif qui est le rétablissement des populations à un niveau productif, on a permis une lente augmentation du nombre d'animaux abattus sur les îles Pribilof après l'expiration du premier moratoire; en outre, il n'était permis d'abattre que des mâles immatures et il était interdit de prendre des femelles ou des mâles adultes. Sous ce régime, la population progressa régulièrement jusqu'en 1940 quand elle sembla s'être stabilisée. De 1912 à la fin des années 1930, le nombre d'animaux abattus augmenta régulièrement, et en 1939 il dépassa le niveau de 60 000; jusqu'à cette année-là, 876 000 otaries furent abattues au total, soit une moyenne annuelle de 31 000. De 1939 à 1955, les prises additionnelles de 1 038 000 otaries donnent une moyenne annuelle de près de 65 000.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

Dans les années 1950, la notion d'une gestion en vue d'une production maximale équilibrée (MSY) a été largement adoptée comme base de la gestion des pêches. Cela a conduit à l'impression que le taux maximal de naissances pouvait être obtenu par la réduction de la population femelle bien en-dessous du niveau d'équilibre de la population inexploitée, bien que cette impression n'ait aucun fondement précis. En vue d'obtenir cette réduction, la récolte régulière de femelles a commencé en 1956 et elle s'est poursuivie jusqu'à la fin de 1968. Au total, environ 320 000 femelles ont été capturées, soit une moyenne de 25 000 par année. Toutefois, les recommandations des scientifiques se sont révélées inexactes et la récolte des femelles a résulté en un déclin prononcé de la population. Le troupeau de l'île Saint-Paul, qui comprenait environ 80 % de la population d'otaries des îles Pribilof, est passé de 1 800 000 au début des années 1950 à 930 000 en 1970 (États-Unis, 1985).

L'abattage des femelles fut interdit dans l'espoir que la population se rétablisse vite, puisqu'elle se trouvait à peu près au même niveau qu'au début des années 1930, époque où elle avait progressé rapidement malgré la récolte d'environ 50 000 mâles par année. Ces espoirs furent déçus et la population a continué à décroître dans l'ensemble, malgré des remontées temporaires en 1966–1967 et en 1975–1976. Cela s'est produit malgré la réduction du nombre de mâles immatures récoltés à environ 25 000 par année. Les causes du déclin sont examinées plus loin.

La base des données scientifiques

Il y a peu de données scientifiques concernant les troupeaux d'otaries des Pribilof avant 1911. Les registres du nombre d'otaries à fourrure abattues sur les îles semblent raisonnablement exacts (Busch, 1985), mais les données sur les prises en haute mer sont beaucoup moins complètes. Il demeure que les estimations démographiques des troupeaux sont très peu sérieuses; D. Starr Jordan semble avoir été le premier chercheur d'expérience à tenter d'obtenir une estimation; il a évalué la population des îles Pribilof à 400 000 otaries en 1897 (Busch, 1985). Depuis 1911, cependant, la chasse au phoque a été soumise à une réglementation internationale et, des données sont recueillies presque sans interruption. C'est pourquoi l'otarie à fourrure est l'un des mammifères marins les mieux connus. Les principaux types de données recueillies ont été (Smith et Polacheck, 1984) :

- le dénombrement des petits entre 1911 et 1924;
- l'estimation du nombre de petits nés entre 1950 et 1985;
- l'estimation du nombre de mâles géniteurs et de mâles célibataires sur
- les îles depuis 1911, basée d'abord sur le dénombrement, ensuite sur le marquage;
- le dénombrement des petits trouvés morts entre 1914 et 1922 et depuis 1941;
- le calcul de l'âge des mâles récoltés depuis 1947;
- l'échantillonnage en haute mer des otaries entre 1958 et 1961.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

Il est impossible d'obtenir un dénombrement exact de la population totale des otaries à fourrure par observation directe, mais l'estimation du nombre de mâles géniteurs et de petits fournit des indices assez facilement applicables à l'estimation de la population totale. Il est probable que les données sur les mâles géniteurs sont les plus exactes puisque ce sont de gros animaux facilement observables et qu'ils sont assez peu nombreux. L'estimation des naissances dans les premières années, où la population était réduite, est probablement assez exacte. Le dénombrement s'est compliqué par la suite, jusqu'en 1924, quand la population s'est rétablie, mais on considère que les résultats sont acceptables (Fowler, 1985b). Les premières tentatives de baguage (de 1947 à 1968) n'ont pas été sans difficultés et les résultats sont critiquables (Trites, 1984); on considère que les expériences avec des animaux marqués par tonte sont plus satisfaisantes.

L'évolution démographique

Naissances

Soixante-dix mille petits ont été dénombrés sur les plages de l'île Saint-Paul en 1911. Au moment où les observations suivies ont cessé en 1924, on dénombrait 172 500 petits (Smith et Polacheck, 1984), mais il est permis de douter de la validité de ce chiffre. Les estimations suivantes datent de 1940 (York, 1985a) et de 1950 (Eberhardt, 1981), soit 442 620 et 450 000, respectivement; les estimations ont peu changé jusqu'en 1957. Le taux moyen d'accroissement annuel s'est chiffré à 7,2 % pour la période de 1911-1924 et à 6,1 % pour la période de 1924 à 1940. Les estimations de 1940 et de 1950 confirment l'hypothèse que la population s'est stabilisée vers 1940. Il ne serait pas surprenant d'observer un taux d'accroissement inférieur entre 1924 et 1940 à celui de 1911 à 1924. Le taux véritable se serait abaissé à mesure que la population s'approchait de son niveau de stabilité, qu'elle a pu atteindre un peu avant 1940; la croissance démographique aurait alors cessé complètement.

Avec la récolte des femelles à partir de 1956, le nombre de petits est rapidement tombé à environ 280 000 dès 1962. On peut décrire ce qui a suivi de deux façons : il y a eu une période de stabilité approximative avec certaines fluctuations jusqu'en 1976, suivie d'un déclin assez prononcé ou encore, on peut considérer que le nombre de petits a diminué de façon continue, mais irrégulière pendant toute la période allant de 1962 jusqu'à maintenant. Le nombre moyen de petits pour 1982 à 1984 a été calculé à 181 000, ce qui correspond à 40 % du total de 1950. Depuis 1975, le taux moyen de diminution s'est tenu à environ 6 % par année (Smith et Polacheck, 1984; Trites, 1984).

Mâles à maturité

Depuis 1911, les mâles dominant un harem et les mâles « célibataires » (ayant atteint la maturité, mais n'ayant pas de harem), ont été dénombrés

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

séparément sur l'île Saint-Paul. Le nombre de mâles « pachas » ou géniteurs s'est accru régulièrement entre 1912 et 1936 (de 1 090 à 10 000, ce qui représente une progression de 9,7 % par année) et il est resté assez constant jusqu'en 1961. Sauf pour une pause entre 1940 et 1950, le nombre total de mâles à maturité s'est accru régulièrement entre 1911 et 1961, de 1 300 à 23 000 bêtes; cela représente un taux annuel moyen de 5,9 %.

Après 1961, le nombre de mâles pachas et le nombre total des mâles sur l'île Saint-Paul ont chuté jusqu'à environ 3 700 et 6 100 bêtes, respectivement, en 1972. Il y a eu une légère remontée de quelques années qui a conduit ces populations à 6 500 et 11 000 bêtes, respectivement, en 1978. Depuis, il y a eu un nouveau recul et en 1983 et 1984, 4 800 mâles géniteurs et 9 000 mâles adultes ont été dénombrés. Le nombre de mâles géniteurs correspond donc à environ 48 % du niveau de 1936-1962.

Bref, les grandes fluctuations de la population des mâles ont suivi celles de la population des petits avec un décalage de plusieurs années, comme il était à prévoir. Le brutal recul démographique qui a suivi la chasse aux femelles (1956-1968), s'est produit entre 1957 et 1962 pour les petits et entre 1961 et 1971 pour les mâles à maturité.

La situation actuelle

Sur l'île Saint-Paul, les populations actuelles de petits et de mâles géniteurs représentent respectivement 40 % et 48 % des niveaux apparents de stabilité des années 1950. La situation est sensiblement la même sur l'île Saint-George, l'autre île principale de l'archipel Pribilof.

Les naissances et le nombre de mâles géniteurs sont en régression malgré le fait que le nombre moyen d'animaux abattus (mâles immatures seulement) n'a pas dépassé 25 000 depuis 1961, à comparer à 48 000 dans les années 1950. En pourcentage du nombre total de petits nés trois ans plus tôt, le nombre d'animaux abattus entre 1975 et 1984 représente environ 10 % du total, à comparer à 8,8 % pour les années 1950.

Les deux questions importantes qui concernent la gestion du troupeau des îles Pribilof sont les suivantes :

- Quel lien peut-on établir entre la population actuelle et les niveaux cibles adoptés dans un plan de gestion?
- Comment se fait-il que la population ne se soit pas rétablie jusqu'au niveau des années 1950 comme elle l'a fait après 1911?

Les niveaux cibles

Les principes fondamentaux reconnus de gestion des ressources biologiques marines sont examinés au chapitre 27. Le concept de maximum de production

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

équilibrée, ou MSY, (*maximum sustainable yield*) et celui du niveau de population correspondant au MSY y sont expliquées. Le niveau de population correspondant au MSY est également analysé par rapport à d'autres définitions de niveaux optimaux ou de niveaux cibles de population comme ceux qui sont définis dans la *Marine Mammal Protection Act* adoptée par les États-Unis en 1972. Cette section fait le lien entre ces principes généraux et la situation particulière de l'otarie à fourrure.

Les possibilités d'augmentation démographique

L'histoire de l'otarie à fourrure des îles Pribilof montre clairement que jusqu'en 1960 environ, le troupeau pouvait se repeupler naturellement quand il se trouvait en-dessous de son niveau de stabilité lorsqu'il n'était pas exploité. Comme nous l'avons vu, les taux annuels moyens d'accroissement des naissances étaient, d'environ 7,2 % et 6,1 % entre 1911 et 1924 et entre 1924 et 1940, respectivement. Comme il n'y a pas eu de récolte de femelles, ces pourcentages correspondent au taux général d'accroissement de la population. Chapman (1981) a ajusté une courbe de régression aux dénombrements de petits entre 1912 et 1924, et il a obtenu un taux d'accroissement de 8,2 %.

On peut calculer sommairement le taux naturel d'accroissement qui s'applique à la période entre le moment où la population est tombée en-dessous de son niveau de population non exploitée (1868), et celui où la population était appauvrie (1910). À supposer que la population initiale ait été comprise entre deux et trois millions et que la population appauvrie ait été de 300 000 alors que les prises totales étaient de cinq millions, le taux naturel moyen d'accroissement se situait à peu près entre 5 % et 9 %. Cependant, si les prises totales étaient de 7,5 millions, le taux d'accroissement était compris entre 9 % et 14 %. Ces chiffres correspondent plus ou moins aux données plus fiables des années subséquentes. Cette méthode permet de calculer le taux moyen d'accroissement naturel à partir d'une population initiale, d'une population finale et des prises totales (annexe 22.1).

La dépendance vis-à-vis de la densité

Si une population parvient à trouver un nouveau taux d'accroissement naturel pour s'ajuster à une réduction de ses effectifs, c'est que certains facteurs qui agissent sur le taux naturel de recrutement et (ou) sur celui de la mortalité varient avec la densité.

Fowler (sans date) a examiné dans quelle mesure la dépendance vis-à-vis de la densité intervient dans un certain nombre de caractéristiques de l'otarie à fourrure. La corrélation lui semble positive dans les cas suivants :

- la survie des petits avant l'abandon de la terre ferme;

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

- la survie des mâles jusqu'à deux ou trois ans (il n'y a pas de données comparables pour les femelles);
- l'âge de la reproduction;
- le taux de croissance mesuré par un certain nombre de facteurs, notamment le poids des petits à deux mois, la longueur et le poids des mâles et des femelles échantillonnés sur terre et en mer, ainsi que le poids des dents.

Pour ce qui est de la croissance et de l'âge de la reproduction, Fowler fait remarquer ce qui suit :

Il est reconnu que chez beaucoup d'espèces animales, il est souvent plus aisé de prédire le moment de la première période de reproduction. . . en s'appuyant sur la taille plutôt que sur l'âge.

Les rapports entre le niveau de MSY et celui de la population inexploitée

Récolte toutes catégories

La seule façon de déterminer directement le niveau de population (relativement au niveau de la population inexploitée) qui permet d'atteindre le maximum de production équilibré (MSY) serait de recueillir une énorme quantité de données précises sur le taux d'accroissement à différents niveaux de population. Nous ne possédons pas suffisamment de données sur l'otarie à fourrure des Pribilof et aucun changement n'est à prévoir sur ce plan. Il y a cependant moyen de déterminer de manière indirecte le niveau donnant un MSY. Il est maintenant admis que chez les gros mammifères, le niveau du MSY se situe (bien) au-delà de 50 % du niveau à l'équilibre des populations inexploitées.

Fowler (1984b) rapporte que le niveau du MSY de l'otarie des Pribilof correspond à 0,6 fois le niveau de la population inexploitée. Ce chiffre est basé en grande partie sur une étude à caractère général de Smith (1973) et sur une analyse effectuée par Eberhardt (1981) concernant la relation chez l'otarie à fourrure entre le taux de survie jusqu'à l'âge de trois ans et le nombre de naissances. Toutefois, à l'examen, l'analyse d'Eberhardt révèle plusieurs problèmes. En premier lieu, comme Eberhardt le souligne, les données conduisent définitivement à la conclusion que le nombre de petits du sexe femelle donnant le recrutement net maximal sur l'île Saint-Paul est voisin de 200 000, mais elles donnent peu d'information sur le nombre de petits produits par une population inexploitée à l'équilibre. Deuxièmement, dans la série de données utilisées, tous les points correspondant aux nombres de petits de sexe femelle compris entre 100 000 et 200 000 ont été obtenus durant les années de 1958 à 1965. Comme on le verra plus loin, il est probable qu'au cours de cette période, des facteurs exogènes abaissaient le taux de survie jusqu'à trois ans. Les calculs pour compenser cet effet tendraient, à leur tour, à abaisser les

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

estimations du niveau MSY relatif. Troisièmement, Eberhardt n'a considéré que l'effet des changements du taux de survie jusqu'à l'âge de trois ans qui sont liés à la densité; on a des raisons de croire que d'autres facteurs peuvent contribuer à modifier d'une manière liée à la densité le taux net d'accroissement (voir plus loin). Il n'y a pas de données quantitatives sur ces effets.

Fowler (1984b) montre également que chez beaucoup d'espèces animales il y a une relation presque linéaire entre les niveaux nets maximaux de recrutement et le logarithme des taux maximaux d'accroissement par durée de génération. L'application de cette relation à un taux maximum par durée de génération de 0,88 (taux calculé d'après Smith, 1973; Eberhardt, 1981) donne un niveau MSY de l'ordre de 0,55 à 0,75 pour l'otarie de Pribilof.

Fowler fait remarquer que la plupart des relations dépendantes de la densité qu'il a examinées ne sont pas linéaires, que les variations les plus rapides du paramètre considéré ont lieu au voisinage du niveau maximal de population. Cette constatation est en accord avec le fait que le recrutement net maximal a lieu à un niveau supérieur à 50 % de celui de la population inexploitée.

Il semble probable que le niveau MSY de l'otarie à fourrure des Pribilof soit compris entre 50 % et 100 % du niveau de la population inexploitée à l'équilibre. Le niveau précis est le mieux décrit par une déclaration d'un groupe de travail constitué d'experts qui se sont penchés sur ce problème en 1979, par rapport aux dauphins du Pacifique en zone tropicale.

Le groupe est d'avis que le niveau net maximal de productivité se situe sans doute entre 65 % et 80 % du niveau de la population inexploitée à l'équilibre (capacité de peuplement ou de charge). Faute d'une meilleure précision, tous les niveaux compris à l'intérieur de cette fourchette de valeurs ont été donnés comme ayant une égale probabilité; la valeur médiane (72,5 %) ne peut être considérée comme « la valeur la plus probable » (Smith, 1979, p. 6).

Récolte des mâles

Le niveau de population donnant l'accroissement naturel maximal n'est pas, cependant, un bon indicateur du niveau qui donne la production maximale, à moins que la récolte ne se fasse uniformément dans la population à partir de l'âge auquel on mesure le recrutement. Alors que beaucoup d'animaux marins, notamment certains poissons et la baleine noire, remplissent ces conditions, ce n'est pas le cas de l'otarie à fourrure parce que chez cette espèce la récolte est presque complètement limitée aux mâles de deux à quatre ans. Le parallèle est étroit entre cette espèce et le cachalot dont le mâle se reproduit par l'intermédiaire d'un harem et dont l'exploitation dans un bon nombre des grandes pêcheries a été principale-

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

ment limitée aux mâles. Les principes permettant d'identifier le niveau et la structure démographiques du cachalot ont été beaucoup étudiés (Allen, 1980, p. 84); pour l'essentiel, ils s'appliquent aussi à l'otarie à fourrure des Pribilof. Chez ces deux espèces, il est nécessaire de considérer les femelles et les mâles séparément.

L'objectif de la gestion est actuellement d'obtenir le nombre maximal de mâles qui ont atteint l'âge de la récolte en excédent du nombre requis pour la reproduction. Pour cela, il faut que le nombre de femelles à maturité soit très près du nombre retrouvé dans une population inexploitée, mais le nombre des mâles devra être beaucoup plus petit. Ces lignes directrices supposent un prolongement de la politique actuelle de limiter au minimum les prises de femelles. Le niveau précis des mâles dépend de la valeur des différents paramètres vitaux tels l'importance des harems, le nombre de mâles à maturité et le taux de femelles gravides, ainsi que de leurs variations avec les fluctuations démographiques; en particulier :

- la taille la plus souhaitable des harems;
- le besoin éventuel d'une réserve de mâles à maturité pour renouveler périodiquement le stock des mâles géniteurs;
- l'effet sur le taux de femelles gravides si la proportion de mâles à maturité (ou leur nombre) par rapport au nombre de harems passe en-dessous de la valeur optimale.

Dans le cas du cachalot, la plupart des combinaisons de valeurs probables attribuées aux différents paramètres correspondent à des niveaux démographiques assurant le MSY de 85 % à 95 % pour les femelles et de 35 % à 50 % pour les mâles du niveau d'une population inexploitée.

Il ne semble pas exister de données détaillées publiées sur la taille des harems de l'otarie à fourrure des Pribilof. Quand le nombre de petits est pris comme le nombre estimatif minimal de femelles qui se reproduisent, alors les dénombrements connus de petits et de mâles géniteurs permettent d'estimer qu'en une année, le harem moyen compte 25 à 60 otaries, le plus souvent entre 35 et 45. Toutefois, Fowler (1985c) signale qu'actuellement les biologistes pensent que le harem de l'otarie des Pribilof compte normalement 12 à 15 femelles adultes par mâle qui défend un territoire pour son harem. Aucune variation importante de la taille des harems n'a été observée avec le temps.

Les niveaux de population assurant un maximum de production équilibrée ne peuvent être calculés à partir des données disponibles. Dans les conditions qui ont prévalu jusqu'en 1958, les niveaux de population observés entre 1936 et 1958 assuraient un taux élevé de naissances. De 1940 à 1957, le nombre de naissances sur l'île Saint-Paul est resté assez constant, environ 450 000 petits par année; peu de femelles étaient abattues durant cette période. Le nombre de mâles géniteurs est lui aussi resté assez constant au cours de la même période. Il est raisonnable de penser que ces niveaux de population étaient proches des niveaux de productivité

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

maximale pour la récolte des mâles de trois et quatre ans dans les conditions de l'époque. Étant donné que le nombre de mâles célibataires (et donc, le nombre total des mâles à maturité) a continué d'augmenter jusqu'en 1957 au moins, le nombre de naissances aurait probablement pu être maintenu aux mêmes niveaux qu'entre 1940 et 1957 en prélevant un nombre légèrement supérieur de jeunes mâles, du moins pendant la dernière partie de cette période.

Faute de données concrètes sur la situation démographique initiale des populations inexploitées d'otaries à fourrure, la solution logique est de prendre les niveaux de la population des Îles Pribilof entre 1940 et 1957 comme limite inférieure du niveau de production maximale d'une population inexploitée.

Le niveau optimal

Au chapitre 27, on voit que même s'il est possible de définir, au moins sur le plan théorique, les niveaux de population assurant le maximum de production équilibrée (MSY) ou recrutement net maximal (RNM), le niveau optimal de population peut se situer à l'intérieur d'une fourchette étendue de valeurs, selon la combinaison des facteurs que l'on souhaite optimiser. Les définitions données dans la *Marine Mammal Protection Act*, adoptée par les États-Unis en 1972, permettent de placer le niveau optimal de population dans la plage des valeurs comprises entre le niveau de recrutement net maximal et le niveau d'une population inexploitée. Le fait d'accorder une valeur inhérente aux phoques vivants place le niveau optimal de population au-dessus des niveaux MSY ou RNM. C'est aussi le cas avec l'optimisation sur le plan économique de n'importe quel procédé de récolte pourvu que les coûts d'une récolte donnée diminuent à mesure que la population exploitée s'accroît. Par ailleurs, si on tient compte des coûts sociaux ou économiques liés à l'abondance d'otaries, par exemple l'endommagement du matériel de pêche ou, chez les poissons, l'extraction des parasites, le niveau optimal de population est abaissé relativement aux niveaux MSY ou RNM.

Tant que la gestion de l'otarie à fourrure des Pribilof relevait du mandat de la Commission pour la conservation de l'otarie à fourrure du Pacifique Nord, l'objectif était défini comme suit : maintenir la population à des niveaux « assurant la meilleure récolte possible d'année en année ». Cette définition s'apparente beaucoup au niveau MSY.

Le chapitre 29 traite des coûts pour le Canada de la présence d'otaries à fourrure dans ses eaux. Ces coûts semblent mineurs et la méthode de récolte ne crée aucun coût direct pour le Canada. Ainsi, tant que le Canada considérera l'otarie à fourrure essentiellement comme une ressource exploitable, le niveau démographique optimal avoisinera celui du MSY ou, de préférence, lui sera légèrement supérieur pour compenser les erreurs possibles et pour tenir compte de la valeur inhérente de l'espèce.

Les niveaux actuels

Actuellement, les niveaux de la population de petits et de mâles géniteurs se situent à environ 40 % et 50 %, respectivement, des niveaux de 1940 à 1957 et ils continuent à baisser. Si les conditions du milieu restent les mêmes, ces chiffres indiqueraient que la population se situe maintenant bien en-dessous du niveau optimal, quelle qu'en soit la définition, et qu'il faudrait revoir les politiques de gestion. Cependant, il semble qu'une nouvelle source de mortalité soit à l'origine de la situation présente. Si c'est le cas, il est impossible de savoir quels sont les niveaux optimaux de population tant que les nouvelles conditions durent. Plutôt que de déplacer le niveau actuel de population vers des niveaux prédéfinis, la meilleure stratégie paraît être de tenter de stabiliser la situation tout en recueillant de nouvelles informations.

L'échec ou rétablissement démographique : causes possibles

Sources d'alimentation

Quand il devint évident, après l'arrêt de la chasse aux femelles en 1968, que la population d'otaries à fourrure ne se rétablissait pas comme prévu, on pensa que l'importante pêche commerciale nouvellement développée dans la mer de Béring restreignait les ressources alimentaires des otaries. Ce n'était probablement pas le cas. En effet, certains paramètres vitaux, fonction de la densité, que l'on croyait tributaires de la disponibilité des ressources alimentaires, ont actuellement retrouvé leurs valeurs des années 1920, alors que la population d'otaries était sensiblement au même niveau qu'aujourd'hui (Fowler, 1985b). Ces paramètres comprennent le poids des nouveau-nés, le taux de survie des petits sur la terre ferme, des mesures de croissance, telles que la longueur et le poids des mâles abattus, ainsi que le poids de leurs dents.

Des indices plus nets de l'abondance des ressources alimentaires viennent renforcer cette hypothèse. Comme la plupart des phoques et des otaries, l'otarie à fourrure se nourrit de différentes espèces de poissons et de calmars selon ce qu'elle trouve. Elle compense donc pour la rareté d'une source alimentaire en passant à une autre plus abondante. Il est rapporté que dans la mer de Béring, elle se nourrit de poissons appartenant à 17 familles et qu'elle change de proie principale à mesure de sa migration vers le Sud le long du littoral (Kajimura, 1984). En outre, il ne semble pas que la pêche de la mer de Béring ait provoqué à l'heure actuelle de carence grave en aucune des principales proies. Dans la mer de Béring, les principales proies de l'otarie à fourrure sont le capelan, la morue du Pacifique occidental, le hareng du Pacifique, le maquereau Atka et deux ou trois espèces de calmar. Le capelan n'a pas été pêché dans ces eaux, la pêche au hareng du Pacifique est d'importance mineure et la pêche de calmars et de maquereaux, commencée en 1977 et 1978, reste encore peu importante.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

La morue est l'espèce la plus importante puisque c'est l'espèce commerciale la plus abondante dans la mer de Béring et l'une des principales sources alimentaires des otaries à fourrure, notamment dans les eaux des Îles Pribilof. Elle a été pêchée très intensément au début des années 1970 et, selon Kajimura (1984), elle aurait commencé à décliner jusqu'au moment où les États-Unis ont restreint la pêche par les bâtiments étrangers. Depuis ce moment, la biomasse est restée passablement stable (Bakkala *et al.*, 1984). Cependant, elle semble inférieure depuis 1970 à ce qu'elle était durant les trente années précédentes, alors que la population des otaries à fourrure s'était stabilisée à un niveau élevé. On ne sait pas si la population supérieure d'otaries durant cette période a agi sur le stock de morues. Il semble peu probable qu'une disette ait contribué de façon importante à l'échec du rétablissement de la population d'otaries depuis 1968, mais il faut approfondir la relation entre la population d'otaries et le stock de morues.

L'exploitation

Au cours des sept dernières années, on a abattu en moyenne 24 500 otaries à fourrure mâles sur l'île Saint-Paul, moins de la moitié du total abattu entre 1931 et 1935 (52 800 par année), époque à laquelle la population était à peu près équivalente à celle d'aujourd'hui et en croissance rapide. Il n'y a pas de données permettant de comparer le nombre de mâles abattus avec le nombre de naissances entre 1931 et 1935, mais le nombre d'otaries abattues dans les années 1950, alors que la population était apparemment stable, représente environ 9 % du total des petits nés trois ans plus tôt, comparé à 10 % du total de ceux nés entre 1975 et 1984. Donc, il ne semble pas que la population soit présentement surexploitée comparativement à la situation antérieure.

Bien entendu, le fait d'abattre régulièrement un nombre important d'animaux doit finir par agir sur l'abondance et la composition de la population considérée, mais il semble qu'un facteur nouveau soit à l'origine de la stabilisation démographique à un niveau inférieur ou du déclin démographique sous un régime de récolte qui permettait auparavant à une population d'importance semblable de s'accroître. Cette hypothèse se trouve confirmée par le fait que la petite population d'otaries à fourrure sur l'île Saint-George diminue elle aussi, même s'il n'y a pas eu de chasse sur l'île depuis 1972. Un point est débattu : est-ce que le taux proportionnel de diminution est aussi grand sur l'île Saint-George qu'il ne l'est sur l'île Saint-Paul? Les comparaisons statistiques mènent à des résultats différents selon la série d'années considérées. Quoi qu'il en soit, la population de l'île Saint-George diminue.

La question suivante mérite d'être prise en considération : est-ce que l'interruption ou la réduction de la récolte des mâles ferait accroître le rapport des mâles aux femelles et est-ce que ce changement ferait augmenter le taux de mortalité des petits sur la terre ferme. Dans l'affirmative, « l'interruption de la récolte pourrait nuire au rétablissement de la population » (États-Unis, 1983).

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

Swartzman (1984) a examiné des données statistiques qui ont trait à ce problème. Les résultats sont contradictoires : pour l'île Saint-Paul, une analyse par régression multiple montre que la mortalité des petits est définitivement en corrélation avec les naissances et avec le rapport mâles-femelles chez les adultes, les naissances l'emportant de loin en importance; sur l'île Saint-George, seules les naissances montrent une corrélation significative avec la mortalité. On observe ce qui suit dans le territoire soviétique : sur l'île Robben, aucune des deux variables n'est en corrélation avec la mortalité, alors que sur les îles du Commandeur, les deux ont une corrélation significative, le rapport entre les sexes étant le principal facteur. La poursuite des travaux pourrait établir un rapport réel, mais cet effet est sans doute peu important et il semble improbable que le fait d'arrêter la récolte des mâles puissent vraiment ralentir une augmentation éventuelle de la population des otaries à fourrure.

La perte des plages utilisées pour la reproduction

Trites (1985) a fait observer qu'il était possible que la petitesse des plages servant à la reproduction restreigne les populations d'otaries à fourrure et provoque des effets liés à la densité. Quand les plages sont surpeuplées, il arrive que les adultes mordent et écrasent les très jeunes, ce qui fait augmenter la mortalité. Ces circonstances déclenchent un mécanisme par lequel s'exerce l'effet lié à la densité sur la mortalité des petits dont parle Fowler (1986). On a avancé l'hypothèse que l'un des effets de l'abattage des femelles entre 1956 et 1968 a été de supprimer la population reproductrice sur certaines des plages et que, comme les femelles ont tendance à retourner sur les plages où elles sont nées, la nouvelle colonisation des plages aura sans doute été lente. Ce genre de processus pourrait ralentir ou empêcher un rétablissement démographique après l'abattage des femelles. Cependant, deux facteurs indiquent que la perte de plages utilisées pour la reproduction n'est pas la principale cause de la situation présente : en premier lieu, bien que ce phénomène puisse ralentir le rétablissement, il n'accentuerait pas le déclin observé actuellement; deuxièmement, le taux de survie des petits au cours des premières semaines est maintenant élevé, c'est-à-dire qu'il est loin du faible niveau qu'on s'attendrait à trouver si les plages utilisées étaient surpeuplées.

La mortalité juvénile

Aucune des possibilités mentionnées jusqu'ici ne semble expliquer la diminution actuelle du nombre d'otaries à fourrure; par ailleurs, nous sommes bien renseignés sur le stade de la vie des otaries auquel un changement d'importance critique s'est produit. Depuis 1970 environ, le taux de survie des jeunes mâles a diminué. Étant donné que les femelles ne retournent pas sur les îles tant qu'elles sont immatures, comme le font les mâles, on ne peut pas les dénombrer à cet âge et on ne peut obtenir d'estimation comparable des taux de mortalité. Des raisons théoriques font penser qu'un changement semblable s'est aussi produit chez les

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

femelles. Certains indices (Lander et Kajimura, 1982; Eberhardt, 1981) montrent qu'avant la chasse des femelles, le taux de survie des mâles juvéniles était en partie fonction de la densité. Depuis 1968, toutefois, le taux de survie n'a pas augmenté à mesure que la population diminuait, mais il est resté à un niveau nettement inférieur à celui qui a été relevé au cours de la plupart des années depuis 1950 (Trites, 1985; Fowler, 1985a).

La manière de calculer ces taux de survie fait encore l'objet de débats (Eberhardt, 1981; Trites, 1985), mais les écarts entre les taux calculés de différentes façons ne sont pas significatifs quant à leur effet sur la tendance démographique globale. Trites (1985) a émis l'hypothèse que les jeunes mâles et femelles ont le même taux de survie. Il a montré par simulation que la combinaison des prises connues, notamment celles des femelles entre 1957 et 1968, et des estimations d'une année à l'autre des taux de survie jusqu'à l'âge de deux ans correspondent de très près à la diminution du nombre de petits depuis 1957 et à l'échec du rétablissement démographique ces dernières années. Si l'on suppose que le taux de survie des vieux mâles était supérieur durant les années 1950 à celui des vingt années suivantes, les résultats suivent de très près les variations du nombre total de mâles à maturité.

Les prédateurs

Il faut alors se demander quelle est la cause du taux accru de mortalité chez les juvéniles au cours des dernières années. Rien n'indique qu'il y a eu augmentation de la maladie ou d'une forme de parasitisme susceptibles d'accroître le taux de mortalité chez les jeunes otaries à fourrure. Dans la mer de Béring, l'épaulard et l'otarie de Steller sont sans doute des prédateurs des jeunes. On ne sait pas si le nombre d'épaulards est en train de changer. Rien ne semble indiquer qu'il y ait une importante augmentation du nombre d'otaries de Steller dans la partie est de l'aire de distribution de l'otarie à fourrure. En fait, il y a un déclin marqué de ce prédateur dans certaines des îles Aléoutiennes (Braham *et al.*, 1980; Loughlin, 1984). Sur la côte de la Colombie-Britannique, le nombre d'otaries de Steller qui se reproduisent dans les rookeries ne s'est pas rétabli, on s'y attendait, après l'interdiction de la chasse en 1964. Cependant, il y a eu une augmentation du nombre de celles qui se reproduisent sur la côte adjacente de l'Alaska; en outre, il peut y avoir eu une légère augmentation du nombre total de celles qui se nourrissent dans la région, même si la population reste bien en-dessous du niveau de 1956. Les changements démographiques récents des populations d'otaries de Steller sont étudiés plus loin dans le présent chapitre.

Les facteurs abiotiques

Certains facteurs abiotiques tels que des changements de la circulation océanique et les variations correspondantes de la température et de la salinité

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

locales pourraient agir de plusieurs façons sur le nombre d'otaries à fourrure. Pareils rapports sont parfois difficiles à identifier et encore plus difficiles à expliquer. Jusqu'à présent, aucun rapport marqué n'a été découvert. Roppel *et al.* (1963) et Vladimirov (1974), cités par Trites (1985), ont dégagé des corrélations statistiquement significatives entre la survie des petits sur la terre ferme et les conditions atmosphériques de l'île Saint-Paul et de l'île Robben. Cependant, Trites (1985), qui a fait des recherches plus fouillées et sur une plus grande période dans l'île Saint-Paul, n'a pu confirmer ce rapport. Il a mis en parallèle les besoins physiologiques des petits et le cycle annuel des conditions météorologiques de l'île pour montrer que l'otarie à fourrure est bien adaptée aux conditions de la région. Le cycle météorologique annuel produit des conditions propices au moment précis de l'année où les petits se trouvent sur terre. York (1985b) a montré qu'il existait une mince corrélation, statistiquement significative, entre le taux de récolte de cohortes d'otaries à fourrure sur l'île Saint-Paul (ce taux dépend largement du taux de survie des otaries jusqu'aux âges de trois et quatre ans) et la température moyenne au cours des quatre années précédentes dans l'île Pine, sur la côte de la Colombie-Britannique. Diverses explications pourraient être avancées, mais comme York fait remarquer, « cela indique que la survie des jeunes otaries à fourrure peut en partie être régularisée par les conditions océaniques du Pacifique Nord. » Ces résultats confirment qu'il faut poursuivre l'étude de la question et déterminer la nature et l'intensité des facteurs environnementaux liés aux fluctuations démographiques à long terme de la population des otaries à fourrure. Pour le moment, rien ne permet d'établir un rapport entre l'apparente réduction démographique de ces dernières années et des facteurs environnementaux.

Les animaux empêtrés

Comme beaucoup d'autres animaux marins, les otaries risquent de mourir empêtrées dans les engins de pêche qui sont devenus omniprésents dans les océans. Le danger provient des engins en bon état et en service, et des fragments d'engins rompus et abandonnés qui sont à la dérive. La question de la capture accidentelle de phoques dans les pêches est étudiée au chapitre 23. La pêche au saumon avec des filets dérivants, par le Japon dans le Pacifique Nord, est la principale cause de ce genre de mortalité. Il semble, toutefois, que ce soit un problème mineur puisque seulement quelques milliers d'otaries sont prises de cette façon chaque année.

L'empêchement dans des fragments d'engins à la dérive et dans des débris de plastique d'autre origine semble être un problème beaucoup plus sérieux, qui affecte les otaries à fourrure et autres pinnipèdes, les baleines, les dugongs, les tortues et les oiseaux de mer (voir le chapitre 23). Fowler (1982, 1984a, 1985a) a publié une revue complète de ces effets, observés pour la première fois en 1936, sur les otaries à fourrure. Cependant, c'est dans les années 1960 que le phénomène prit beaucoup d'importance, alors que l'utilisation du plastique dans la fabrication des filets et des emballages se répandit et qu'une importante pêcherie de poissons de fond se développa dans la mer de Béring. Depuis 1970 environ, 0,4 % des otaries

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

mâles d'âge à être récoltées, retournant aux îles, se sont empêtrées dans des débris de plastique.

Fowler a examiné l'information ayant trait à cette question et il est parvenu à la conclusion qu'une importante proportion des jeunes mâles s'empêtrent et meurent entre le moment où ils quittent l'île où ils sont nés et celui du retour, à l'âge de deux ou trois ans. Les arguments à l'appui sont les suivants :

- Au retour, une assez faible proportion d'otaries traînent des fragments de filets (gros ou petits) par rapport à la quantité de fragments échoués; on suppose donc qu'en général les animaux empêtrés dans des petits fragments survivent, alors que ceux qui s'empêtrent dans des gros fragments meurent.
- Une comparaison semblable est applicable aux quantités relatives de fragments de filets de toutes sortes et de bandes d'emballage attachés aux otaries et trouvés sur les plages; cette comparaison porte à croire que les débris de filets sont plus meurtriers que les bandes d'emballage.
- À l'origine, le taux de survie des jeunes mâles entre le moment du départ et celui du retour aux îles était en étroite corrélation avec le taux de survie des mêmes jeunes mâles avant leur départ. Dernièrement, le taux de survie en mer a été inférieur au taux prévu par cette corrélation; l'écart observé est en corrélation évidente avec la proportion des animaux de la même population qui étaient empêtrés dans les filets à leur retour.
- Le taux annuel auquel a diminué le nombre de petits et de géniteurs ces dernières années montre une corrélation évidente avec le taux d'empêchement dans des débris mesuré les années précédentes.
- La proportion des mâles de trois ans retournant dans les îles et empêtrés dans des débris représente seulement 54 % de la proportion des mâles de deux ans qui sont empêtrés. Cela porte à croire qu'un nombre très élevé d'animaux empêtrés sont morts dans cet intervalle d'un an.

Fowler (1985a) a fait remarquer que l'application de ces rapports à l'estimation de la mortalité par empêtrage repose sur plusieurs hypothèses qui n'ont pas encore été pleinement vérifiées. On pense, par exemple, à la répartition par taille des débris dans lesquels s'empêtrent les pinnipèdes, au taux de mortalité des animaux empêtrés dans les débris de petite taille et à la proportion des femelles empêtrées. En tout cas, il est évident que ces accidents sont plus fréquents depuis quelques années et qu'ils ajoutent à la mortalité des jeunes otaries à fourrure; depuis 1970 environ, aucune autre cause nouvelle de mortalité n'a été identifiée. La relation dégagée par Fowler (1985a) entre la déviation du taux de survie et la valeur prévue par régression à partir du taux de survie sur la terre ferme et le taux auquel les otaries s'empêtrent dans les filets, permet de prévoir que le taux de survie jusqu'au premier retour à l'âge de deux ou trois ans devrait diminuer de 0,15 lorsque le taux auquel les otaries s'empêtrent dans les filets est de 0,4 % (actuellement). Les taux des autres indicateurs de l'effet sur la survie de la capture par les débris semblent donner des valeurs apparentées. Pareille réduction de la

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

survie des jeunes otaries suffirait apparemment à causer la diminution observée des naissances. On a donc de bonnes raisons de penser que l'empêchement est probablement un facteur majeur dans l'échec du rétablissement démographique de cette espèce depuis 1970. D'autres facteurs interviennent peut-être et il y aurait lieu de poursuivre les recherches pour les identifier. Les chercheurs pourraient tourner leur attention sur les facteurs abiotiques tels que les variations climatiques et la pollution, et les facteurs biotiques, notamment les ressources alimentaires, la prédation et la maladie.

La menace des débris de plastique pour une grande variété de vertébrés marins est esposée brièvement au chapitre 23. D'autres pinnipèdes, notamment l'otarie de Steller (Calkins, 1984) et le phoque moine (Henderson, 1984), s'empêchent aussi dans les débris, mais c'est un phénomène qui a été étudié en détail au sujet de l'otarie à fourrure; d'ailleurs, il semble que cette espèce soit l'une des plus affectées. Au Japon, les expériences en bassin avec des otaries à fourrure (Yoshida et Baba, 1984; Commission pour la conservation de l'otarie à fourrure du Pacifique Nord 1984, p. 39) ont confirmé que cette espèce avait tendance à s'empêtrer dans des bouts de filets jetés dans l'eau. Les otaries s'empêchent en fonçant à toute allure dans les mailles et quand les petits jouent avec les bouts de filets; les femelles s'empêchent autant que les mâles. Cette observation a de l'importance puisque toutes les données concernant l'empêchement chez les populations en liberté ont trait aux mâles.

S'il est établi que l'empêchement dans des débris de plastique est la cause principale de l'échec du rétablissement démographique de l'otarie à fourrure, il y a peut-être moyen de corriger la situation à la longue, au moyen de nouvelles techniques, par exemple, ou encore par effort concentré pour réduire la quantité de débris de plastique jetés à la mer. Il semble qu'il y en ait peut-être déjà moins; Merrel (1984) rapporte qu'entre 1974 et 1982, il a observé une diminution de 37 % dans la quantité de bouts de chaluts échoués sur l'île Amchitka dans les Aléoutiennes, qui baigne bien à l'intérieur de l'aire normale de distribution des otaries à fourrure des îles Pribilof. La proportion des otaries retournant dans les îles avec des débris accrochés au corps s'est accrue rapidement de 1967 à 1975, mais a diminué au cours des deux années suivantes; elle semble s'être stabilisée depuis 1978 (Fowler, 1985a).

Le public prend rapidement conscience des dégâts causés par les débris marins en plastique dans les populations de phoques et d'otaries, chez d'autres vertébrés et particulièrement chez les oiseaux de mer. Aux États-Unis, le public presse le gouvernement d'adopter des mesures pour réduire la quantité de ces débris en mer (Wallace, 1984); le mouvement va sans doute s'amplifier. L'industrie de la pêche est la principale responsable de ce problème et elle pourrait adopter certaines mesures pour améliorer la situation. L'étape la plus simple et la plus importante serait de diminuer le rejet en mer de toutes sortes de débris de plastique, notamment des fragments de filets, des filets endommagés, des bandes d'emballage en plastique et des cordages. Une autre mesure qui serait sans doute aussi utile consisterait à garder à bord tous les débris qui ont été ramenés dans les filets.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

À certains endroits, le nettoyage des plages est déjà organisé et il serait bon d'en faire autant ailleurs. Pour améliorer la situation de manière permanente, il sera probablement nécessaire d'établir un programme énergique d'information publique ainsi que des mesures réglementaires. À long terme, il pourrait être faisable d'utiliser du matériel biodégradable dans certaines parties des engins de pêche, par exemple, le fil de montage des filets (voir le chapitre 23).

Gestion sur un plan international

Comme on l'a vu précédemment, la gestion des otaries à fourrure des Pribilof sur un plan international, a été instaurée par le Traité sur l'otarie à fourrure du Pacifique Nord signé en 1911 par la Grande-Bretagne (au nom du Canada), les États-Unis, la Russie et le Japon. Le Traité est resté en vigueur de 1911 à 1941, l'année où le Japon s'est retiré de l'accord. De 1941 à 1957, le troupeau des Pribilof était protégé aux termes d'un accord provisoire passé entre le Canada et les États-Unis.

L'actuelle Convention provisoire pour la conservation des otaries à fourrure du Pacifique Nord, en vigueur depuis 1957, a été signée par le Canada, le Japon, les États-Unis et l'U.R.S.S. Elle a été prolongée en vertu de protocoles entrés en vigueur en 1964, 1969, 1976 et 1980. C'est par cette même Convention qu'a été créée la Commission pour la conservation des otaries à fourrure du Pacifique Nord. Un protocole de 1984 devait prolonger la Convention jusqu'en 1988. Une déclaration jointe incluait :

- la nécessité de poursuivre les recherches sur le problème des animaux empêtrés dans les engins de pêche;
- l'entente pour adopter toutes les mesures nécessaires pour mettre un terme au rejet des filets et autres engins de pêche en mer, conformément à la Convention de Londres sur la prévention de la pollution des mers résultant du déversement des déchets;
- une disposition prévoyant une intervention en cas d'événements imprévus;
- une entente visant à revoir la Convention dans les deux années subséquentes afin de juger s'il est nécessaire d'y apporter des modifications ou de la renégocier.

Toutefois, ce protocole n'a pas été ratifié par les États-Unis. La Convention expirait en octobre 1984 et la Commission pour la conservation des otaries à fourrure du Pacifique Nord se trouvait abolie.

En 1985, des mesures provisoires ont été adoptées aux États-Unis afin de confier aux habitants des îles Pribilof la récolte des otaries à fourrure sur les îles, mais la récolte était limitée entre 3 000 et 15 000 bêtes, et uniquement pour la subsistance (*Associated Press*, 1985).

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

Les options possibles

À court terme, la gestion de l'otarie à fourrure sera la responsabilité de chaque pays à l'intérieur de sa limite des eaux territoriales de 200 milles marins. Il y aura vraisemblablement un échange d'information sur le plan international pour assister les états intéressés dans leur effort de gestion.

À long terme, il peut se révéler avantageux d'inclure la question des otaries à fourrure dans un traité sur la gestion des ressources renouvelables du Pacifique Nord et de la mer de Béring. La négociation de toute autre convention internationale pour la conservation des otaries à fourrure ou à objectif plus vaste, comprendra sans doute la prise en considération de trois des points couverts par le protocole de 1984 : la recherche sur le phénomène des pinnipèdes empêtrés dans les engins de pêche, les efforts pour mettre un terme au rejet en mer des débris en plastique et les mesures d'intervention en cas d'imprévu.

S'il y a négociation pour la gestion internationale de l'otarie à fourrure dans le Pacifique Nord, les objectifs que devrait viser la convention nécessiteront un examen approfondi. Le préambule de la Convention abolie décrivait ainsi son objectif :

... adopter des mesures efficaces pour atteindre la productivité maximale équilibrée de la ressource constituée par les otaries à fourrure du Pacifique Nord, de telle sorte que les populations passent aux niveaux qui assurent la plus grande récolte possible d'année en année, compte tenu de la productivité des autres ressources marines renouvelables des régions considérées.

Cette déclaration, qui reconnaît explicitement que le principal objectif de la Convention est la récolte, est jugée inacceptable par beaucoup d'organismes de protection des animaux. Ces organismes profiteraient certainement de l'occasion offerte par les renégociations pour tenter de faire cesser la chasse. La définition précitée de la population en cause et la définition d'un niveau optimal de population donné dans la *Marine Mammal Protection Act* adoptée par les États-Unis en 1972 sont irréconciliables. Des pressions ont été exercées sur le gouvernement américain afin qu'il fasse amender la convention sur les otaries à fourrure de façon à l'accorder avec la Loi. Il est impossible de prévoir quelles positions adoptées par les gouvernements lors des rencontres sur la gestion future de l'otarie à fourrure, mais il est évident que toutes les questions ci-dessus seront débattues.

Les liens du Canada avec la Commission

Le Canada (représenté par la Grande-Bretagne) était un membre essentiel de la Commission originale sur les otaries à fourrure à cause de sa participation

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

active à la chasse en haute mer. Les bénéfices matériels que le Canada a retiré de son adhésion à la Commission représentaient 15 % des peaux de phoques abattus, bénéfices perçus en compensation de son retrait de la chasse en haute mer. Financièrement, ce bénéfice a été minime, même avant l'effondrement du marché; le revenu net moyen pour les années de 1976 à 1982 était d'environ 300 000 \$.

Le seul autre effet des otaries à fourrure sur l'économie canadienne semble être lié aux dommages causés par les otaries au matériel de pêche sur la côte ouest (chapitres 24 et 25). Ces dommages semblent peu importants comparés à ceux causés par l'otarie de Steller et le phoque commun dans la même région.

Que le Canada retire ou non des avantages économiques directs de l'otarie à fourrure, il demeure que l'otarie est une ressource potentiellement exploitable dans laquelle le Canada a des intérêts vérifiables. Ces intérêts sont liés au fait qu'une grande partie de la population d'otaries passe une période, brève mais vitale, de son développement en eaux canadiennes, et au fait que le Canada participe traditionnellement à la chasse à l'otarie.

Nonobstant les bénéfices économiques, l'otarie à fourrure constitue l'une des grandes populations de mammifères marins du monde. Les eaux dans lesquelles elle vit se trouvent généralement dans une région qui intéresse particulièrement le Canada et pendant la saison, une partie assez importante de la population vit à l'intérieur de la zone de pêche canadienne.

Pour toutes ces raisons, il est logique que le Canada prenne une part active dans la gestion internationale des populations d'otaries à fourrure et qu'il s'occupe de remplacer la Commission pour la conservation des otaries à fourrure du Pacifique Nord par un autre organisme international en mesure d'assurer la gestion efficace de cette ressource.

Les avantages apportés par la Commission

Les principaux avantages apportés par la Commission pour la conservation des otaries à fourrure ont été les suivants : la Commission a fourni un moyen pour régulariser l'exploitation des otaries à fourrure, moyen qui s'est révélé fort efficace par le passé; la Commission a aussi favorisé l'application d'un vaste programme de recherche bien coordonné. La Commission ayant été dissoute, il se pourrait que le financement du vaste programme de recherche américain et du programme canadien, plus modeste, mais néanmoins fort utile, soit réduit ou même supprimé.

La présence de cette Commission était très importante parce qu'elle a interdit la chasse hauturière des otaries à fourrure, à l'exception d'un nombre très réduit de prises à des fins scientifiques. Avec l'abolition de la Convention, il est possible que la chasse hauturière soit reprise, peut-être par un pays qui n'était pas membre de la récente Convention. Si cela se produisait, les troupeaux d'otaries à

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

fourniture seraient dangereusement menacés. La récolte pourrait ne pas être limitée et le nombre d'animaux abattus serait difficilement mesurable même si des statistiques sur les débarquements étaient tenues, puisque le taux de récupération ne pourrait pas être vérifié. De plus, une bonne proportion des animaux abattus, notamment hors de la mer de Béring, serait sans doute constituée de femelles, et l'on sait déjà à quelle catastrophe cela mène. Le Canada maintiendra son interdit sur la chasse au phoque hauturière (Goodman, 1986).

La Commission royale croit qu'il est important que les déclarations annexées au protocole de 1984, et ayant trait à la recherche sur les otaries empêtrées dans les débris et à la prévention du déversement en mer de débris de plastique, reçoivent le plus grand appui possible dans tout effort de gestion, sur le plan national ou international.

Les objectifs de gestion

Aussi longtemps que le Canada considérera l'otarie à fourrure essentiellement comme une ressource, il sera logique de choisir un niveau cible de gestion qui soit légèrement supérieur au niveau du MSY. Cependant, il est impossible de quantifier ce niveau à l'heure actuelle. Vu les circonstances, de nouvelles lignes directrices de gestion devraient reposer sur le principe qu'aucune récolte ne doit causer une baisse de la productivité nette des populations d'otaries à fourrure.

L'inclusion des otaries à fourrure dans un accord plus généralisé

Il y aurait avantage à confier la gestion des otaries à fourrure à un organisme international chargé de la gestion générale des ressources biologiques de la mer de Béring et du Pacifique Nord. Cela permettrait en effet de mieux étudier le rapport entre les otaries et le reste de l'écosystème marin, notamment les autres ressources exploitables, et d'accroître la contribution scientifique à l'analyse des problèmes de gestion des otaries. Ces avantages sont décrits en détail dans le chapitre 28 de ce rapport. Il y a déjà bon nombre d'années qu'on envisage de créer pour cette région un organisme ayant un mandat plus généralisé. La Commission royale suggère que le gouvernement canadien prenne des mesures dans ce sens et que la question des otaries à fourrure soit incluse dans le mandat de ce nouvel organisme. Néanmoins, compte tenu de l'expérience du passé, la Commission royale doute qu'un accord international puisse être conclu dans les prochaines années. La Commission royale considère par conséquent que le Canada devrait activement appuyer toute tentative d'accord international ayant trait à la gestion de l'otarie à fourrure dans le Pacifique Nord.

Conclusions

1. Il ne fait aucun doute que la population d'otaries à fourrure des îles Pribilof est très en dessous de son niveau original lorsqu'elle était inexploitée — elle se

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

situe probablement à moins de la moitié de ce niveau — et qu'elle est en diminution depuis une dizaine d'années aussi bien où les mâles sont récoltés (l'île Saint-Paul) qu'où ils ne le sont pas (île Saint-George). Il est probable que la population continue de décliner, bien que cela n'ait pas été établi.

2. Dans les années 1950, la population était apparemment stable et donnait un rendement élevé. Elle était peut-être proche du niveau de MSY puisque aucune femelle n'avait été récoltée depuis bon nombre d'années. Ainsi, le rétablissement de la population à un niveau équivalant à celui des années 1950 paraît de prime abord être un objectif raisonnable, qu'il s'agisse d'obtenir un rendement élevé soutenu ou d'amener la population à un niveau optimal moins déterminé, comme celui qui est défini dans la *Marine Mammal Protection Act*, adoptée par les États-Unis en 1972. Cependant, il n'est pas évident que, dans les conditions actuelles, la population puisse rejoindre ce niveau, même si elle était entièrement protégée.
3. La seule hypothèse sur le déclin récent des populations qui soit fondée sur de nombreuses preuves est que ce déclin résulte du taux accru de mortalité chez les jeunes, probablement au cours des deux ou trois premières années où ils vont en mer.
4. La plupart des données portent à croire que le maintien au niveau actuel de la récolte de mâles immatures ne contribue pas au déclin de la population, que celui-ci soit mesuré en fonction des naissances ou du nombre de mâles à maturité. Il s'ensuit que l'arrêt de la chasse ne faciliterait ni n'accélérerait le rétablissement de la population; cette mesure ne ralentirait apparemment pas, non plus, le rétablissement de la population de façon appréciable.
5. Comme l'augmentation du taux de mortalité juvénile semble avoir une origine exogène, la réduction de ce taux ne peut résulter que d'une modification de ses causes. Si la cause principale est d'origine environnementale, un changement climatique, par exemple, il n'est pas facile d'intervenir; on ne peut qu'espérer un changement naturel favorable et agir prudemment quand on prend des mesures susceptibles d'intervenir dans le rétablissement démographique. Cependant, aucun rapport significatif avec des facteurs climatiques n'a été identifié.
6. Il existe des arguments fort convaincants à l'appui de l'hypothèse que la principale cause, mais pas nécessairement la seule, de l'accroissement du taux de mortalité des jeunes otaries à fourrure soit l'empêchement des jeunes dans les bouts de filets ou autres débris de plastique perdus ou jetés par-dessus bord. La quantité de ces débris s'est accrue rapidement depuis l'introduction des produits synthétiques dans la fabrication des filets; la proportion des otaries empêtrées a progressé rapidement au milieu des années 1970. La situation s'est apparemment stabilisée ces dernières années et il faut espérer qu'il n'y aura pas de nouvelle augmentation. La protection des otaries à

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

fouurrure et probablement des autres pinnipèdes est l'une des nombreuses raisons pour lesquelles il est important d'appuyer toute mesure visant à réduire la quantité des débris en plastique qui flottent à la dérive.

7. Il est souhaitable que le Canada s'entende aussitôt que possible avec les autres nations pour remplacer la Convention provisoire sur la conservation des otaries à fouurrure du Pacifique Nord par une autre convention internationale dont le mandat permettrait d'assurer la gestion efficace des otaries à fouurrure. Ce genre de convention est nécessaire au maintien des programmes de réglementation et de recherche actuellement en place, et indispensable pour veiller à ce que la chasse hauturière de l'otarie à fouurrure ne soit pas reprise, car elle pourrait avoir un effet désastreux sur la population. Il serait peut-être utile de confier la gestion des otaries à fouurrure à un organisme international chargé de gérer l'ensemble des ressources marines du Pacifique Nord et de la mer de Béring.
8. Dans toute négociation future ayant trait à la gestion de l'otarie à fouurrure, il sera important d'obtenir l'engagement d'augmenter la recherche sur le problème de l'empêchement des otaries dans les débris et d'adopter des mesures adéquates pour s'assurer que le rejet en mer de bouts de filets ou d'autres débris de plastique ne se produira plus.
9. La Commission royale considère que l'objectif de gestion des troupeaux d'otaries tel qu'il était défini dans le préambule de la Convention est compatible avec la politique actuelle du gouvernement canadien et avec l'avis de cette Commission sur l'utilisation des otaries comme ressources pour le bienfait de l'humanité, pourvu que cette gestion soit assurée avec le minimum de cruauté possible et ne menace pas la survie des populations d'otaries à fouurrure.
10. Tout objectif futur de la gestion de l'otarie à fouurrure devrait définir le niveau cible de population, non comme niveau de productivité maximale, mais d'une valeur quelque peu supérieure à ce niveau.
 À titre de point de repère dans le contexte actuel, qui ne permet pas de chiffrer le niveau de productivité maximale, les objectifs de gestion devraient contenir une disposition interdisant toute exploitation menant à la réduction de la productivité nette des populations d'otaries à fouurrure.
11. Il serait avantageux de créer un organisme international dont le mandat général serait de s'occuper des ressources biologiques de la mer de Béring et du Pacifique Nord. Le gouvernement canadien devrait prendre des mesures en ce sens.

Les otaries surnommées lions de mer

Les habitats des deux espèces d'otaries surnommées lions de mer qui vivent dans le nord de l'océan Pacifique, se chevauchent sur la côte de la Colombie-

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

Britannique. L'otarie de Steller est une espèce nordique très abondante dans les eaux de l'Alaska, et l'otarie de Californie se trouve en plus grand nombre au large de la Californie et du Mexique. Les deux espèces sont répandues sur la côte de la Colombie-Britannique, mais seule l'otarie de Steller y réside. L'otarie de Californie n'y vient qu'en hiver lorsque les mâles, sans les femelles, migrent au nord depuis leurs aires de reproduction. Jusqu'à environ 1970, l'otarie de Californie était presque inconnue sur les côtes canadiennes, mais depuis, le nombre de visiteurs de cette espèce s'est accru considérablement.

La Commission royale doit la plupart des informations concernant l'histoire et la situation actuelle des deux espèces sur la côte de la Colombie-Britannique à M.A. Bigg de la station biologique du Pacifique du ministère des Pêches et Océans. L'étude de Bigg (1985a) est basée sur les résultats de relevés aériens de la population d'otaries effectués régulièrement de 1971 à 1984, ainsi que sur la collecte et l'analyse de toutes les données disponibles sur le nombre d'otaries vues et abattues, entre 1892 et 1984, par diverses personnes et organisations (Bigg, 1984). Les dénombrements d'otaries sur la côte de la Colombie-Britannique datant d'avant 1956 ont fait l'objet d'une étude antérieure par Pike et Maxwell (1958).

L'otarie de Steller

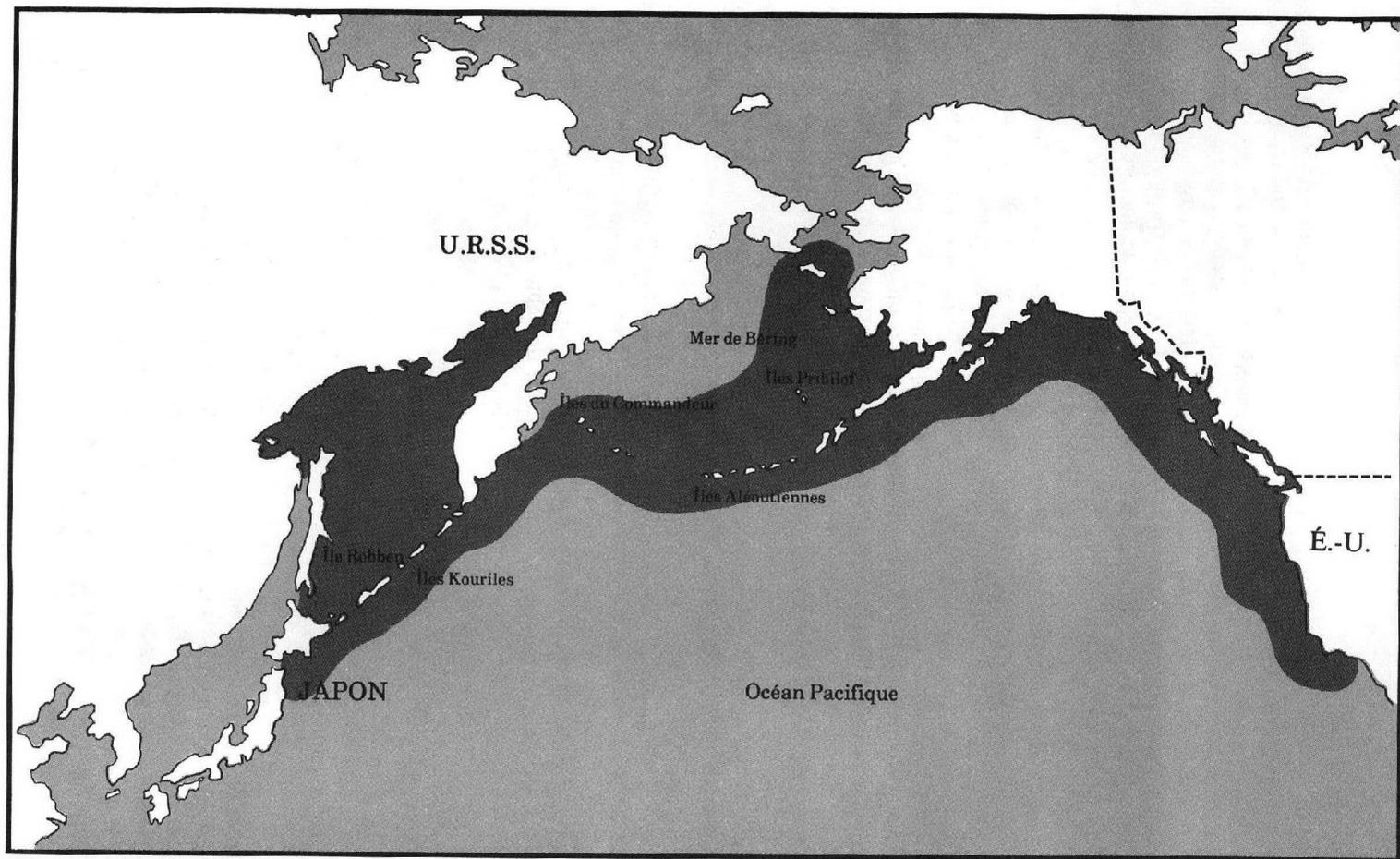
L'habitat de l'otarie de Steller s'étend sur toutes les côtes du Pacifique Nord, de la Californie jusqu'à la mer de Béring à l'est à la mer Okhotsk et aux îles Kouriles à l'ouest (figure 22.2). Loughlin *et al.* (1984) ont analysé les données disponibles sur la taille et la distribution de cette population. Au total, celle-ci compte environ 230 000 animaux dont quelque 25 000 se trouvent sur la côte asiatique, à peu près 100 000 dans les îles Aléoutiennes et la mer de Béring, et 100 000 dans le golfe de l'Alaska et le sud-est de l'Alaska, et le reste entre la Colombie-Britannique et la Californie. La population canadienne représente moins de 5 % de la population totale.

Base de données

Le dénombrement des otaries de Steller est relativement facile du fait que cette espèce n'aborde le rivage en grand nombre qu'à quelques endroits précis. Les sites les plus importants sont les rookeries, où les animaux se reproduisent. Dans ces rookeries, la population atteint son maximum en juin et en juillet, période où pratiquement toutes les naissances ont lieu. Par la suite, les animaux se dispersent graduellement, les petits y compris. Quelques-uns seulement restent là tout l'hiver. On sait cependant que neuf rookeries de la côte de la Colombie-Britannique ont été occupées pendant un certain temps.

Bigg (1985a) distingue deux autres catégories de lieux de rassemblement : les échoueries permanentes qui ne servent pas à la reproduction, dont 12 ont été

Figure 22.2
Répartition des otaries de Steller



Source: King (1983).

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

recensées, et 28 échoueries qui ne sont occupées que pendant l'hiver. Les tentatives d'évaluation de la population d'otaries de Steller par dénombrement direct doivent tenir compte des déplacements des animaux entre ces différents sites. L'évaluation des déplacements locaux est compliquée du fait qu'en hiver l'otarie de Steller mâle, comme l'otarie de Californie, quitte les rookeries situées plus au sud, en Californie et en Orégon, pour migrer dans les eaux de la Colombie-Britannique et que des mâles de Colombie-Britannique peuvent également migrer vers le nord, jusque dans les eaux de l'Alaska, en été. Il se pourrait aussi que des otaries d'une très grosse rookerie de l'île Forrester, à la lisière de l'Alaska, se dispersent dans les eaux de la Colombie-Britannique en hiver.

Bien que l'on possède un grand nombre de données sur le nombre d'animaux dans les rookeries et autres échoueries, notamment pour la période de 1971 à 1984, ces dénombrements sous-estiment toujours la population. En effet, il y a toujours des animaux en mer et d'autres sur le rivage, soit à l'extérieur de la Colombie-Britannique ou dans des échoueries peu fréquentées non incluses dans le relevé. Après examen critique, ces dénombrements devraient cependant refléter assez bien la taille réelle de la population pour donner une bonne idée de ses changements dans le temps. Le meilleur indice relatif à la taille de la population reproductrice est probablement le nombre de petits recensés, puisqu'ils naissent presque tous dans les rookeries. Malheureusement, le dénombrement des petits était peu fréquent au début du siècle, où l'on se contentait en général de compter la population totale. Les dénombrements effectués aux environs de la mi-juillet sont les plus complets, étant donné qu'à cette époque tous les petits sont nés et que peu d'animaux ont déjà quitté les rookeries. Bigg (1985a) a mis au point une méthode pour ajuster les dénombrements faits plus tôt au cours de l'été afin de tenir compte des petits non encore nés. Ces dénombrements de début de saison, une fois ajustés, semblent donner une bonne idée de la production totale de petits.

Nombre d'animaux abattus

Le nombre d'otaries de Steller sur la côte de la Colombie-Britannique semble avoir fluctué considérablement depuis le début des années 1800. Selon Bigg (1985a), pendant la plus grande partie du XIX^e siècle, le nombre d'otaries est demeuré à un bas niveau parce que les Indiens les chassaient pour se procurer viande, peaux, huile et autres produits. À la fin du siècle, les Indiens étant moins nombreux et dépendant probablement moins des otaries pour leur subsistance, tuaient moins d'animaux et la population s'est mise à augmenter. Bigg cite Newcombe *et al.* (1918), à qui les pêcheurs auraient dit que les otaries étaient plus nombreuses en 1913 qu'aux premiers jours de la pêche au saumon, c'est-à-dire à la fin des années 1800.

Cette augmentation apparente a donné lieu à des chasses organisées en 1912 et 1913, pendant lesquelles environ 7 400 otaries ont été abattues. Les otaries ne semblent plus avoir été chassées par la suite jusqu'en 1922. De 1922 jusqu'au

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

début de la Seconde Guerre mondiale en 1939, les otaries ont officiellement fait l'objet d'une chasse vigoureuse; environ 30 000 animaux auraient tués et le groupe de rookeries le plus attaqué a été virtuellement éliminé (Bigg 1984, 1985a). Pendant les vingt années suivantes, le nombre d'otaries abattues au cours de chasses officielles a été peu élevé (quelques centaines par année), sauf en 1950, où 2 000 animaux ont été abattus. Selon Bigg, des abattages « considérables », bien que non comptés, ont été effectués par la marine et l'aviation pendant la Seconde Guerre mondiale pour aider les pêcheurs.

La chasse « administrative » sous contrôle gouvernemental a repris en 1958 et, dès l'année suivante, 3 388 abattages étaient enregistrés. La chasse a progressivement diminué par la suite pour finalement cesser après 1968. Le nombre officiel d'animaux tués pendant cette période était d'environ 11 000. Les fonctionnaires des pêches considèrent que le nombre d'abattages signalés est surestimé (Bigg, 1984, 1985a). Contrairement à l'usage dans les opérations commerciales et de recherche, les abattages n'étaient pas toujours confirmés par la récupération des carcasses; il est probable que de nombreux animaux déclarés abattus sont pas morts ou ont juste été blessés.

Le nombre d'otaries à fourrure abattues pour leur peau et leur viande au cours de chasses commerciales sur les côtes de la Colombie-Britannique a été relativement peu élevé comparativement au nombre tué pour fins de gestion. Quelques centaines d'animaux ont été abattus entre 1913 et 1915 et entre 1936 et 1939, la chasse commerciale la plus importante, qui eut lieu entre 1955 et 1966 a fait un plus grand nombre de victimes : près de 7 000 otaries ont été abattues.

Tableau 22.1
Principaux abattages d'otaries de Steller sur les côtes
de la Colombie-Britannique, 1912–1968

	Gestion	Commerce	Recherche	Total moyen par année
1912–15	7 400	500	–	2 000
1922–35	17 000	–	–	1 200
1936–39	11 000	–	–	2 700
1940–45 ^a	–	–	–	nombre substantiel
1950	2 000	–	–	2 000
1958–68	11 000	7 000	700	1 700

Source : D'après Bigg (1984, 1985a).

a. Un nombre important, mais non relevé, d'animaux ont été abattus par les Forces armées.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

Le nombre d'animaux abattus pour fins de recherches a atteint au total moins de 700; la plupart de ces animaux ont été tués entre 1958 et 1961. Les pêcheurs ont tué quelques otaries pendant toute cette période, mais nous ne possédons aucune estimation de leur nombre. Le tableau 22.1 indique les divers abattages et omet les périodes pendant lesquelles le nombre d'animaux abattus a été peu élevé.

Estimation de la population

Entre 1913 et 1916, plusieurs dénombrements ont été faits dans la plupart des grosses rookeries; le nombre total d'otaries de Steller qui habitaient ces rookeries à l'époque était probablement de 11 000 à 14 000 (Bigg, 1985a; Pike et Maxwell, 1958). Aucun autre relevé n'a été fait jusqu'en 1938. Le nombre d'animaux abattus s'est élevé à environ 7 400 entre 1912 et 1915, et à environ 17 000 entre 1922 et 1935; les abattages les plus importants ont eu lieu entre 1936 et 1939. Étant donné que la chasse se faisait surtout dans certaines rookeries à un moment donné, ses répercussions étaient en partie localisées. Entre 1922 et 1935, la chasse s'est concentrée dans deux rookeries de l'archipel Sea Otter, à peu près au centre de la côte continentale de la Colombie-Britannique. À la fin des années 1930, ces colonies de reproduction étaient détruites, mais les sites servent encore d'échoueries.

La chasse intensive qui a débuté en 1936 s'est concentrée au large des îles Scott, au nord de l'île de Vancouver. Le nombre d'otaries de Steller, qui avaient apparemment augmenté dans ces rookeries entre 1915 et 1936, a été réduit par la chasse entre 1936 et 1939. En 1938, la population globale des rookeries était probablement à peu près la même qu'en 1913, c'est-à-dire qu'elle comptait environ 12 000 animaux, bien que ce nombre ait décliné sérieusement dans l'archipel Sea Otter (Bigg, 1985a).

D'autres abattages ont été enregistrés en 1939 et en 1950, en plus des abattages non comptés effectués par les Forces armées. D'autres dénombrements ont été effectués en 1955 et en 1956. À cette époque, le nombre estimatif d'animaux dans les rookeries avait chuté à 9 000-11 000. Les rookeries du groupe Sea Otter avaient disparu, mais cette perte était compensée par l'établissement d'une nouvelle rookerie sur l'île Sartine dans les îles Scott et par l'augmentation apparente du nombre d'animaux au cap St. James dans les îles de la Reine-Charlotte. Selon certains chercheurs, la rookerie de l'île Sartine a été établie par des animaux qui fuyaient la chasse dans les autres rookeries comme celles du groupe Sea Otter. La chasse a été intensive entre 1958 et 1968, et au moment des dénombrements suivants, en 1961 et 1971, le nombre estimatif total d'otaries de Steller dans les rookeries avait chuté à environ 4 600 et 3 500 respectivement.

Après l'arrêt de la chasse en 1968, on aurait pu s'attendre à une augmentation de la taille de la population d'otaries. Pourtant, cela n'est pas arrivé. En 1982, Bigg (1985a) n'a recensé que 3 970 animaux dans les rookeries.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

À propos du nombre de petits comptés pendant cette période, Bigg (1985a) fait le commentaire suivant :

La comparaison du nombre de petits en Colombie-Britannique entre 1971 et 1982 laisse croire qu'il y a peut-être eu une augmentation du stock de reproduction entre 1977 et 1982, par suite de la production stable de 1971 à 1977. Toutefois, comme la population de jeunes otaries n'a pas augmenté entre 1977 et 1982, il semble que l'augmentation du nombre de petits en 1982 ne soit pas l'indice d'une augmentation réelle de la taille du stock de reproduction. Il est possible que la survie des petits en 1982 ait simplement été supérieure à la normale.

Les principaux dénombrements d'animaux dans les rookeries, rapportés par Bigg (1985a), sont résumés sommairement au tableau 22.2.

Tableau 22.2
Dénombrement des otaries de Steller, Colombie-Britannique et Île Forrester, 1913-1982

	Nombre total d'otaries de Steller			Petits	
	C.-B.	Île Forrester	Île Forrester +C.-B.	C.-B.	Île Forrester
1913	11-14 000 ^a	50-100	11-14 000	-	-
1938	12 000	-	-	-	-
1956	9 400	-	-	3 250	-
1961	4 600	2 400	7 000	2 000	1 100
1971-73	3 500	6 200	9 700	1 050	2 400
1977-82	4 000	5 500	9 500	1 200	-

Source : Bigg (1985a).

a. Dans les rookeries et les échoueries ne servant pas à la reproduction.

Si l'on considère le nombre de petits comme le meilleur indice de la taille de la population, la taille relative de la population entre 1977 et 1982 comparée à celle de la population de 1956 est de 1 200/3 250, soit environ 37 %. On estime que la population totale en 1956 était de 9 400 animaux comparativement à 11 000-14 000 en 1913, soit environ 67 % à 85 %. Si l'on ne tient pas compte des changements dans la proportion des petits par rapport à la population totale entre

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

1913 et 1956, ces chiffres impliquent que la population de 1977 à 1982 représentait environ 25 % à 31 % de la population de 1913.

D'après les dénombrements de 1956 et de 1971 à 1982, le nombre de petits représente environ le tiers de la population totale aperçue, mais, comme nous l'avons déjà fait remarquer, les dénombrements dans les rookeries sous-estiment la population totale. Calkins et Pitcher (1982) ont eu recours aux données disponibles sur la composition par âge de la population, l'âge à la maturité, le taux de gravidité et le rapport mâles-femelles, pour dresser des tables de mortalité pour les otaries de Steller. Ces tables peuvent être utilisées pour évaluer le nombre de naissances par rapport à la population totale dans une situation idéale. Elles établissent la population totale à environ 4,5 animaux des deux sexes et de tous âges (y inclus les petits) pour chaque naissance. Ces tables sont dressées à partir d'un très petit nombre d'animaux de telle sorte que les estimations des taux de mortalité comportent d'importantes erreurs d'échantillonnage. Les estimations sont très sensibles aux hypothèses sur la variation du taux de mortalité selon l'âge et à la méthode utilisée pour ajuster la courbe de survie aux données. En outre, les données de base portaient sur les otaries du golfe de l'Alaska. Il semble peu probable que des erreurs importantes en découlent; les distances en jeu ne sont pas importantes et on sait qu'il y a, dans une certaine mesure, migration entre les eaux de l'Alaska et celles de la Colombie-Britannique.

D'après les données originales gracieusement fournies par Calkins et Pitcher, il semble que la gamme probable du rapport population totale-naissances soit de 4,0 à 5,5. Par conséquent, la diminution du nombre de nouveau-nés comptés, de 3 250 en 1956 à 1 200 en 1982, correspond à un changement dans la population totale d'environ 13 000-17 800 à 4 800-6 600.

La situation actuelle

Entre 1913 et la fin des années 1960, le nombre d'otaries de Steller se reproduisant dans les rookeries de la côte de la Colombie-Britannique a chuté d'environ 75 % à cause d'une série d'abattages subventionnés par le gouvernement au profit de l'industrie de la pêche. Depuis que les animaux sont protégés, soit depuis 1969, les rookeries de Colombie-Britannique ne se sont cependant pas reconstituées, contrairement aux prévisions. Les causes de cet échec sont d'une importance particulière si l'on veut déterminer l'avenir de la population d'otaries de Steller sur les côtes de la Colombie-Britannique.

En vertu des règlements en vigueur, les pêcheurs peuvent abattre les otaries qui nuisent aux opérations de pêche. Les règlements laissent beaucoup de latitude à chaque pêcheur à cet égard. La Commission royale ne sait pas combien d'otaries sont abattues en vertu de ce décret, mais leur nombre n'est probablement pas assez élevé pour que ce soit la principale cause de l'échec de la reconstitution de la population depuis l'établissement de mesures de protection. Il serait souhaitable

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

d'exiger que les pêcheurs remettent au ministère des Pêches et Océans le nombre d'otaries qu'ils ont abattues.

Le premier facteur à considérer est le degré de variation du nombre total d'otaries de Steller qui fréquentent les côtes de la Colombie-Britannique et utilisent ses ressources alimentaires. Ce nombre, distinct du nombre d'animaux qui se reproduisent, a probablement augmenté à cause de l'expansion, au cours des années 1950 et 1960, de la très grosse rookerie de l'île Forrester, de l'autre côté de la frontière avec l'Alaska. Certains des animaux de cette rookerie s'alimentent dans les eaux de la Colombie-Britannique et entrent ainsi en compétition avec les otaries des rookeries canadiennes. Comme le montre le tableau 22.2, le total combiné des otaries des rookeries de la Colombie-Britannique et de l'île Forrester s'est accru au cours des années 1970 et pourrait se rapprocher aujourd'hui du niveau de la population de 1913.

Deuxième facteur : la population d'otaries de Californie qui visitent la côte sud de la Colombie-Britannique s'est accrue considérablement depuis 1965 et pourrait avoir eu une influence sur la population des otaries de Steller, du fait de la concurrence. Un certain nombre de raisons nous portent cependant à croire que ce phénomène n'a que peu d'importance :

- L'augmentation du nombre d'otaries de Californie fréquentant les côtes de la Colombie-Britannique a eu lieu surtout depuis 1980.
- L'expansion des otaries de Californie s'est en grande partie limitée au secteur méridional de la côte de la Colombie-Britannique.
- Les otaries de Californie ne fréquentent les côtes de la Colombie-Britannique que pendant environ la moitié de l'année (Bigg, 1985a).
- La biomasse des otaries de Californie dans les eaux de la Colombie-Britannique est peu importante comparativement à celle des otaries de Steller. Le poids moyen d'une otarie de Steller est d'environ 180 kilogrammes d'après les données sur le poids selon l'âge relevées par Calkins et Pitcher (1982) et les données sur la distribution selon l'âge fournies par Pitcher (1985). En supposant que les estimations centrales du total des populations de 1956 et de 1982 étaient respectivement de 15 400 et de 5 700 animaux, les estimations de la biomasse seraient respectivement 2 772 et 1 026 tonnes. Selon les estimations les plus récentes, 4 500 otaries de Californie fréquenteraient ces eaux pendant moins de la moitié de l'année. Comme seuls les mâles visitent la Colombie-Britannique, le poids moyen d'un animal est d'environ 180 kilogrammes (Mate, 1985), ce qui équivaut à une biomasse moyenne d'environ 400 tonnes sur l'ensemble de l'année. Cela est peu comparativement à la baisse, depuis 1956, d'environ 1 750 tonnes de la biomasse de la population des otaries de Steller fréquentant les rookeries de Colombie-Britannique.

Rien ne laisse croire, comme nous l'avons souligné au chapitre 23, que la capacité de peuplement des eaux de la Colombie-Britannique pour les otaries ait

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

décru par suite de la réduction de la nourriture. Le principal aliment des otaries de Steller dans cette région est la pieuvre, qui ne fait l'objet d'aucune pêche commerciale. Aucune autre cause ne permet d'expliquer la diminution de la population. Les principales espèces commerciales dont se nourrissent les otaries (chapitre 24) sont le hareng du Pacifique et les diverses espèces de saumon. La population de harengs a décliné temporairement entre 1965 et 1970, mais a depuis récupéré, et les populations sont en général demeurées au même niveau qu'entre 1951 et 1965, sinon à un niveau supérieur (Haist *et al.*, 1985). La baisse du nombre de harengs observée depuis 1980 au sud de la Colombie-Britannique est trop récente pour être considérée comme une cause du bas niveau de la population des otaries qui persiste depuis 1969. Rien n'indique qu'il y ait eu une réduction quelconque du stock de saumon qui aurait pu avoir un effet limitatif sur le nombre d'otaries. Aucune maladie grave ou effets pathologiques de pollution n'ont été observés sur les otaries de Steller. Ces causes affectent davantage l'otarie de Californie au large de la Californie, ce qui n'empêche d'ailleurs pas la population de continuer à croître.

Une autre cause possible de mortalité des otaries a été relevée récemment dans les recherches relatives à la population d'otaries à fourrure. L'empêchement des animaux dans les filets et autres débris de plastique perdus ou jetés en mer retarde apparemment le repeuplement prévu des otaries des Pribilof. Le même phénomène semble également avoir des effets négatifs sur le phoque moine d'Hawaï. Bigg (1985a) a noté la présence de débris de plastique autour du cou de certaines otaries de Steller. Il se pourrait donc que ces débris aient un effet négatif sur les otaries de Colombie-Britannique. D'après les rapports, toutefois, il ne semble pas que cela se produise assez fréquemment pour que l'on en fasse une hypothèse sérieuse.

La comparaison avec les régions avoisinantes rend la situation plutôt confuse. La rookerie de l'île Forrester dans le sud des eaux de l'Alaska a vu sa population augmenter considérablement depuis les années 1950, bien que le dénombrement de 1983 ait été légèrement inférieur à celui de 1973, mais peut-être pas assez pour que cela soit significatif (Bigg, 1985a). Au centre des îles Aléoutiennes, par contre, la population des otaries de Steller a diminué à un rythme d'environ 6 % par année depuis 1960 (Loughlin *et al.*, 1984; Loughlin, 1984). Plus à l'ouest, dans la chaîne des Aléoutiennes, cependant, leur nombre semble s'être accru.

Aucune explication satisfaisante n'a été donnée pour expliquer le déclin de la population des otaries de Steller dans le centre des Aléoutiennes. Il se pourrait qu'il y ait jusqu'à un certain point, redistribution de la population. Selon Braham *et al.* (1980), parmi les causes possibles de cette chute de la population pourraient figurer la présence d'un microbe pathogène, la chasse commerciale au bébé phoque entre 1970 et 1972 et la pêche commerciale.

Le public a eu l'impression que le nombre d'otaries avait augmenté sur la côte de la Colombie-Britannique ces dernières années, même si la stabilité de la

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

population des otaries de Steller était presque parfaite, à cause de l'augmentation du nombre d'otaries de Californie qui fréquentent la côte et de l'augmentation réelle du nombre d'otaries de Steller qui viennent hiverner dans les eaux du sud-est de l'île de Vancouver, région où les animaux sont facilement observables par le public. Depuis 1972, un certain nombre de nouvelles échoueries d'hiver ont été établies dans cette région, et le nombre d'otaries qu'on y a comptées au mois de février est passé de 71, en 1972, à un sommet de 983, en 1982; en 1984, ce nombre avait chuté à 328. Cette augmentation résulte d'un changement dans la distribution des animaux hivernants et non d'une augmentation réelle quelconque de la population. Selon Bigg (1985a), on peut donner à ce phénomène deux explications. La première est le meilleur approvisionnement en aliments qui a suivi le rétablissement du stock de harengs après la chute dramatique de celui-ci dans les années 1960. Cette hypothèse est étayée par le fait que le nombre d'otaries de certaines échoueries a baissé encore une fois entre 1982 et 1984, et que cette baisse coïncidait avec le déclin prononcé de la population de harengs de la région (Haist *et al.*, 1985). Toujours selon Bigg (1985a) : « Une autre explication pourrait être que les programmes de contrôle ont éloigné beaucoup d'animaux jusqu'à la fin des années 1960. Les phoques étaient fréquemment chassés dans cette région peuplée. » Il semble impossible pour le moment de déterminer dans quelle mesure l'une ou l'autre de ces causes plausibles, ou les deux, ont contribué à l'augmentation du nombre d'otaries en hiver dans la région.

Conclusions

1. Le nombre d'otaries de Steller occupant les rookeries canadiennes est passé de 11 000–14 000 en 1913, année où il était près de son maximum, à environ 4 500 au début des années 1960. Cette chute est attribuable à la chasse intensive menée contre les otaries, principalement dans le but de « gérer le stock au profit des pêcheries ». La population canadienne totale est passée d'environ 13 000–18 000 en 1956 à environ 4 800–6 600 en 1985.
2. Depuis la fin de la chasse en 1969, la population reproductrice d'otaries de Steller n'a pas récupéré comme on s'y attendait. Elle demeure à environ 25 %–30 % du niveau de 1913. Il faudrait mettre en place un système qui exigerait que les pêcheurs déclarent le nombre d'otaries qu'ils abattent parce qu'elles interfèrent dans leurs opérations de pêche.
3. Une très grosse rookerie s'est développée sur l'île Forrester, à la lisière de l'Alaska. Si l'on tient compte de cette rookerie, la population combinée de la Colombie-Britannique et de l'île Forrester est aujourd'hui semblable ou légèrement inférieure à la population de 1913 en Colombie-Britannique.
4. Il est très probable que la forte augmentation du nombre d'otaries de Steller se reproduisant sur l'île Forrester (ce qui a accru la consommation de la nourriture disponible) ait nui au rétablissement des populations qui se reproduisent dans les rookeries de Colombie-Britannique depuis 1969.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

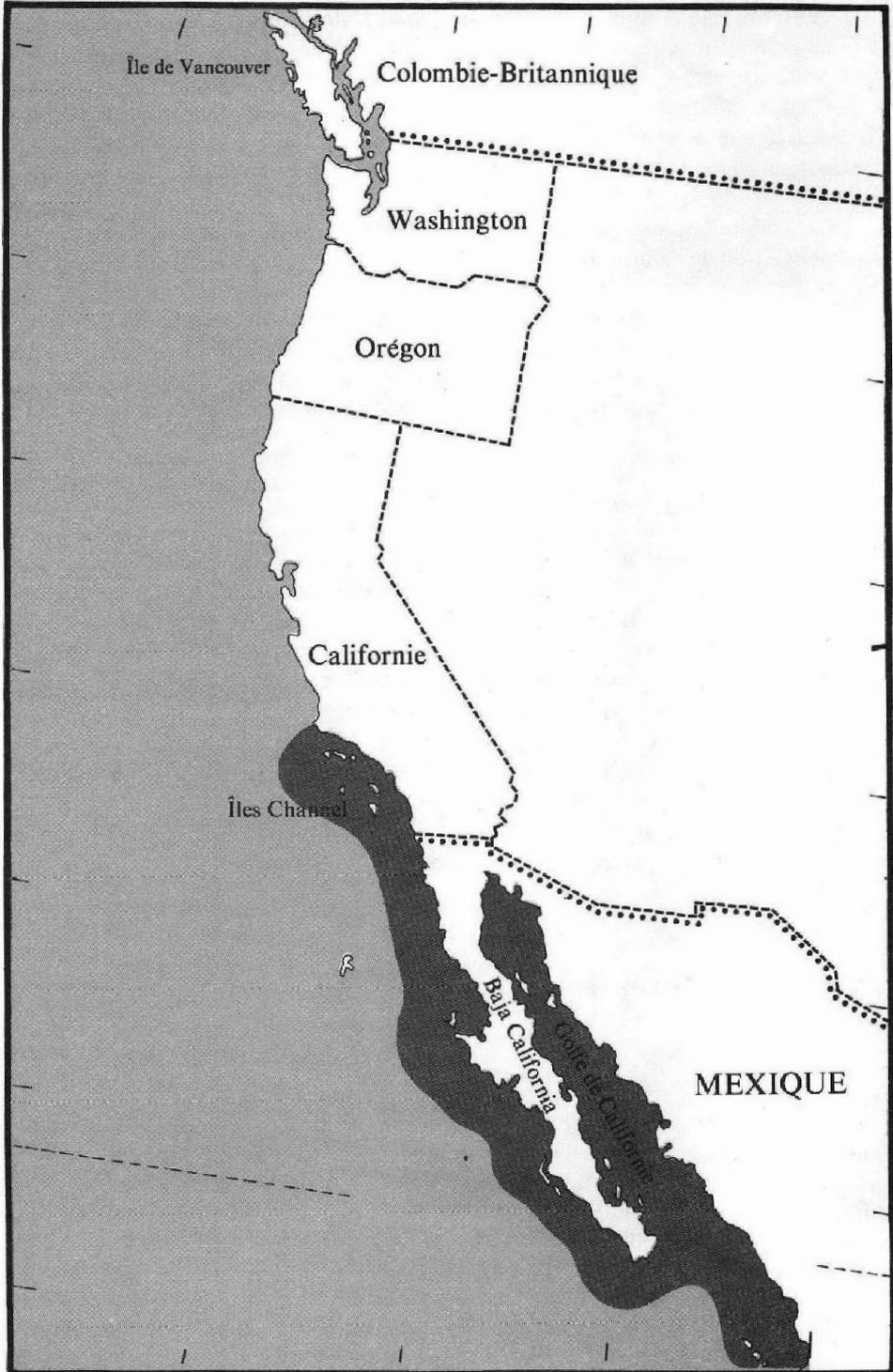
5. Il semble peu probable que l'expansion vers le nord des otaries de Californie qui fréquentent aujourd'hui les eaux de la Colombie-Britannique en hiver ait eu un effet majeur sur la population des otaries de Steller.
6. Rien n'indique que la diminution des approvisionnements en nourriture causée, par exemple, par la pêche commerciale, nuise à la récupération de la population qui se reproduit dans les rookeries de Colombie-Britannique.
7. Rien n'indique que la maladie ou la pollution ait eu un effet négatif sur la population des otaries de Colombie-Britannique.
8. Il semble évident que certaines otaries de Steller s'empêchent dans les filets ou autres débris de plastique jetés ou perdus en mer, mais on ne peut en déduire avec certitude que l'empêchement entraîne la mort à une échelle suffisante pour limiter la population comme c'est apparemment le cas pour les otaries à fourrure.
9. L'augmentation apparente du nombre d'otaries observées dans les eaux de la Colombie-Britannique, qui a beaucoup attiré l'attention du public, est en partie attribuable à l'expansion des otaries de la Californie vers le nord en hiver, et en partie à la redistribution des otaries de Steller vers le sud pendant la même saison. Les deux espèces se sont déplacées vers des eaux plus fréquentées par les humains, c'est-à-dire dans le détroit de Georgie et dans le sud de l'île de Vancouver. Cette redistribution pourrait être une réaction à l'augmentation des stocks de harengs dans la région.
10. Il semble probable que la population d'otaries de Steller dans la région de la Colombie-Britannique et sur la pointe méridionale de l'Alaska soit proche de la capacité de peuplement de la région. S'il en est ainsi, il est peu probable que la population augmente (disons de 25 % à 50 %) dans un avenir rapproché.

L'otarie de Californie

La situation actuelle

L'histoire de l'otarie de Californie sur les côtes de la Colombie-Britannique diffère beaucoup de celle de l'otarie de Steller. Bien qu'on ait observé quelques otaries de Californie au cours des années 1800 et au début des années 1900, elles ne semblent pas avoir été observées régulièrement avant environ 1965, année où une petite échouerie fut établie à Race Rocks dans le détroit Juan de Fuca. Le nombre d'otaries de Californie a peu augmenté avant 1980. En 1984, on a dénombré environ 4 500 animaux au cours de relevés aériens (Bigg, 1985a). L'espèce est concentrée dans le tiers méridional de l'île de Vancouver, bien qu'il existe un autre

Figure 22.3
Aire de reproduction des otaries de Californie



Les populations de phoques et d'otaries de Pacifique

site régulièrement occupé, aussi loin au nord que l'île Solander sur la côte ouest. Le nombre d'otaries de Californie semble s'être accru considérablement entre 1982 et 1984, alors que le nombre d'otaries de Steller hivernant dans le secteur sud-est de l'île de Vancouver déclinait.

L'apparition des otaries de Californie au cours des dernières années ne constitue cependant pas une extension de l'aire de reproduction de cette espèce, qui demeure toujours limitée à la Californie et au Mexique (figure 22.3). Les animaux qui fréquentent les eaux de la Colombie-Britannique sont tous des mâles qui migrent vers le nord après la saison de reproduction. La plupart d'entre eux arrivent entre octobre et décembre et presque tous sont partis en mai. Un certain nombre d'animaux qui entraient dans la rivière Fraser au début du mois de mai à la poursuite d'eulakancs en frai ont été observés.

Bigg (1985a) a analysé cette augmentation du nombre des otaries de Californie dans les eaux de la Colombie-Britannique.

Le nombre d'otaries de Californie au large de l'île de Vancouver a décuplé entre 1972 et 1984, la majeure partie de cette augmentation ayant apparemment eu lieu depuis 1980. L'espèce n'a pas étendu son aire vers le nord malgré sa forte augmentation numérique depuis la fin des années 1970. Aucun animal n'a été observé pendant un relevé aérien des otaries de Steller dans la partie nord de l'île de Vancouver, de l'île Denman à l'île Solander, le 7 mars 1984. Il est probable que tous les animaux présents au large de l'île de Vancouver n'ont pas été comptés : certains étaient peut-être en mer en train de se nourrir ou nageaient entre les sites. Les dénombrements fournissent donc une estimation du nombre minimum et les tendances annuelles.

On s'attendait à une augmentation du nombre d'otaries de Californie au large de l'île de Vancouver ces cinquante dernières années, car la population reproductrice du large de la Californie a augmenté régulièrement. Seulement environ 400 à 1000 otaries de Californie ont été observées au large du sud de la Californie au début des années 1930, par suite des graves atteintes portées à la population par la chasse commerciale (Bonnot, 1928; Bartholomew et Boolootian, 1960). Le nombre d'animaux qui ont pu émigrer vers le sud de la Colombie-Britannique au début du siècle est donc très faible. En 1975, la population du sud de la Californie avait atteint au moins 27 000 animaux (Mate, 1977) et, depuis lors, elle augmente d'environ 5 % par année (DeMaster et al., 1982).

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

L'augmentation observée au large de l'île de Vancouver au cours des années 1980 est bien supérieure au taux annuel de croissance de la population de reproducteurs au large de la Californie. Il semble donc que soit apparue dans la population méridionale une tendance soudaine à migrer plus loin vers le nord. Le phénomène peut s'expliquer ainsi : la population des zones d'hivernage situées au sud de la Colombie-Britannique a dépassé un seuil critique de surpeuplement ou de concurrence alimentaire et, par conséquent, certains mâles ont soudainement repoussé leur aire d'hivernage vers le nord. Selon DeMaster et al. (1982), la croissance du stock de reproducteurs pourrait ralentir à cause de facteurs liés à la densité. Il se pourrait qu'en s'approchant de la taille maximale, la population ait utilisé de plus en plus les aires nordiques. Si cette explication est correcte, la population présente en Colombie-Britannique devrait demeurer importante ou même peut-être continuer à s'accroître si la population reproductrice au large de la Californie augmente encore. Une autre possibilité est que les hausses récentes de la température des eaux côtières ont encouragé l'espèce à s'installer plus au nord. Bartholomew (1967) suppose que la limite septentrionale de l'aire de reproduction de l'espèce était confinée au sud de la Californie par la distribution des eaux chaudes. En 1982-1983, le courant El Niño a poussé vers les côtes de la Colombie-Britannique un flot d'eau chaude provenant des Tropiques (Tabata, 1984). Une tendance au réchauffement à plus long terme a également été relevée le long des eaux côtières de la Colombie-Britannique entre environ 1972 et 1981 (Dodimead, 1984). La température des eaux pourrait influencer la répartition hivernale des otaries de Californie en modifiant les approvisionnements en nourriture ou les répercussions métaboliques de la thermorégulation. Si l'augmentation de la température des eaux s'est traduite par une augmentation du nombre d'animaux de cette espèce en Colombie-Britannique, ce nombre devrait décroître dans les prochaines années. En effet, El Niño diminue actuellement et l'on s'attend à une tendance à la baisse de la moyenne, à long terme, des températures dans les eaux côtières.

Il est donc impossible de prévoir si le nombre d'otaries de Californie au large de la Colombie-Britannique demeurera à son niveau actuel, ou s'il augmentera ou diminuera. Si l'augmentation de la population est due à la température, il est probable qu'il y aura diminution dans un proche avenir, étant donné que le courant El Niño s'épuise et que les tendances actuelles s'inversent. Si, toutefois, les animaux ont été poussés vers le nord par l'accroissement de la

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

population reproductrice en Californie et au Mexique, la taille de la population pourrait se stabiliser ou même s'accroître.

Si pour une raison ou une autre, il devient souhaitable de réduire le nombre d'otaries de Californie dans les eaux de Colombie-Britannique, la chasse serait sans doute un moyen moins efficace qu'il ne l'a été dans le passé pour les otaries de Steller. On a pu réduire ou même détruire les colonies reproductrices de ces animaux en abattant les femelles reproductrices. Dans le cas des otaries de Californie, seulement une partie des mâles (peut-être 20 %), et aucune femelle, seraient exposés à la chasse dans nos eaux. Il est impossible de déterminer d'avance l'effet qu'aurait sur la production globale la disparition d'une partie des mâles et d'aucune femelle, mais il est peu probable que cet effet soit prononcé.

Conclusions

1. Les otaries mâles de Californie visitent régulièrement les eaux côtières du sud de la Colombie-Britannique en hiver depuis quelques années. On en a déjà compté jusqu'à 4 500.
2. Il est probable que l'accroissement de la population reproductrice au large de la Californie et du Mexique soit la principale cause de l'abondance de ces animaux au large de la Colombie-Britannique, mais les conditions climatiques, notamment le phénomène récent du courant El Niño, pourraient également y avoir contribué.
3. Comme les otaries de Californie ne se reproduisent pas au Canada et que seule une petite proportion de la population mâle fréquente les eaux de la Colombie-Britannique, aucune mesure adoptée au Canada ne pourrait avoir d'effet significatif sur le nombre de visiteurs, sauf peut-être sur une base locale et pour la seule saison pendant laquelle ces mesures sont prises.

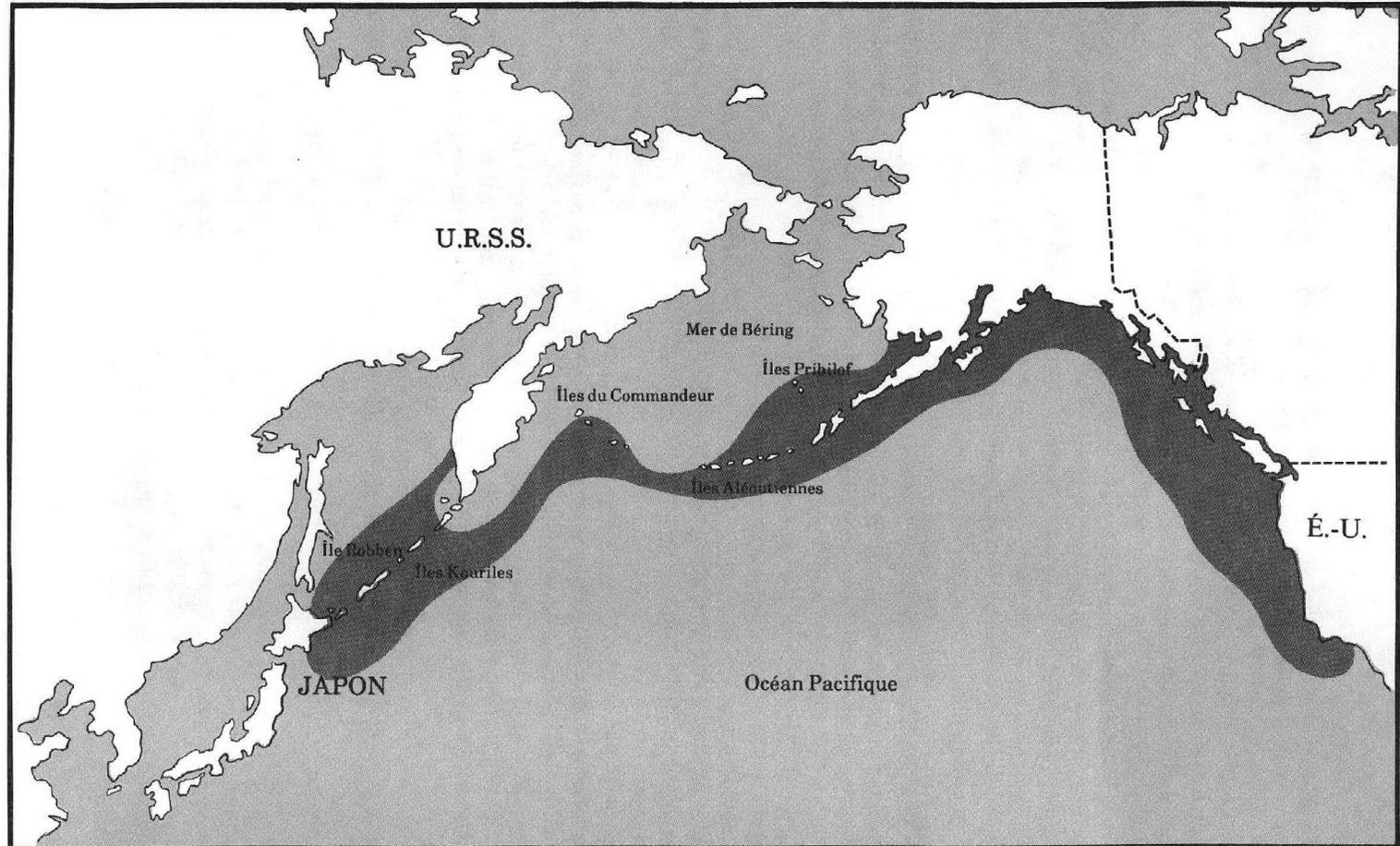
Le phoque commun

Le phoque commun est répandu dans toutes les régions tempérées de l'hémisphère nord (voir aussi le chapitre 21). Animal essentiellement côtier, on le trouve rarement à plus de 15 kilomètres du continent (Fisher, 1952). Il pénètre dans les eaux douces, notamment lorsqu'il suit un poisson migrant comme le saumon, et il peut s'installer en groupes dans des rivières et des lacs situés jusqu'à 300 kilomètres des eaux salées (Fisher, 1952).

Exploitation

Bonner (1979) a compilé les informations publiées sur le nombre de phoques communs observés dans divers secteurs océaniques. L'espèce compte

Figure 22.4
Répartition des phoques communs, région du Pacifique Nord



Source: King (1983).

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

environ 380 000 à 400 000 animaux, en excluant ceux de la mer Baltique, du Groenland, de l'est des États-Unis et de la côte asiatique de l'océan Pacifique. Sur la côte est du Pacifique, le phoque commun s'étend du nord de l'Alaska à la Baja California (figure 22.4). Le plus grand nombre (260 000 animaux) se trouve en Alaska (Bonner, 1979), mais on en retrouve également en grand nombre, dans le sud, aussi loin que l'Orégon.

Sur la côte de la Colombie-Britannique, le nombre de phoques communs a varié, probablement à cause de l'intensité plus ou moins prononcée dans l'abattage par les pêcheurs et les chasseurs. Les pêcheurs désireux de protéger leurs engins et leurs prises ont probablement tué un certain nombre de phoques communs dès les tous premiers jours de la colonisation européenne. Aucune donnée utile n'est disponible concernant le nombre de phoques abattus de cette façon. Entre 1914 et 1918, 1928 et 1934, 1936 et 1940, et 1941 et 1964, le gouvernement canadien a mis sur pied des programmes de chasses à primes pour répondre aux demandes des pêcheurs. Le nombre de primes réclamées chaque année entre 1928 et 1964 s'élevait entre 2 000 et 6 000 pour atteindre une moyenne légèrement au-dessus de 3 000 (Bigg, 1969). Bigg a évalué, d'après son expérience et d'après les conversations qu'il a eues avec des pêcheurs et des fonctionnaires du Ministère, qu'un nombre aussi important de phoques étaient abattus sans qu'aucune prime ne soit réclamée, soit parce que l'animal ne pouvait être récupéré ou parce qu'aucune démarche n'était faite pour obtenir la prime. Par contre, Fisher (1952) fait remarquer que certaines primes ont pu être réclamées frauduleusement, soit en présentant des museaux d'otaries (pour lesquelles aucune prime n'était payée) ou en important des museaux de régions des États-Unis où aucune prime ou des primes inférieures étaient payées. Toutefois, ces cas ont probablement été peu nombreux, comparativement au nombre de phoques communs abattus sans qu'aucune prime ne soit payée.

De 1964 à 1969, les phoques communs de la côte de Colombie-Britannique ont également été chassés pour leurs peaux, que l'on écoulait sur le marché européen. Le nombre de peaux récoltées n'est pas connu avec certitude, mais il s'élève probablement à environ 10 000 (Bigg, 1985a). Les abattages de 1964 et 1965 ont été importants; par la suite, le nombre d'animaux abattus a décliné rapidement à cause du fléchissement des marchés. Depuis 1970, le phoque commun est protégé par la loi sur la côte ouest du Canada.

Estimations de la population

Les phoques communs peuvent être dénombrés au moyen de relevés aériens, car ils échouent habituellement sur les récifs et les bancs de sable intertidaux à marée basse. À cause des incertitudes sur la proportion des animaux échoués dans une région donnée au moment du dénombrement, il est difficile d'obtenir des estimations absolues de la population à partir de ces dénombrements. On a tenté de recueillir des données à ce sujet en suivant des animaux auxquels

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

était attaché un émetteur-radio. Pitcher et McAllister (1981) ont ainsi observé 35 animaux en Alaska pendant une période de plusieurs mois. Ils ont découvert que, proportionnellement, le nombre de jours qu'un phoque passe échoué varie de 16 % à 80 % d'un groupe d'animaux à l'autre; ils en ont conclu que « le nombre moyen de phoques à terre... représentait probablement 35 % à 60 % de la population ». Il est apparu que ces chiffres concordaient avec les observations d'autres chercheurs. Harvey (1984) a observé que les animaux suivis par radio en Orégon n'étaient visibles que 9 % du temps. Selon lui, ce chiffre peu élevé découle d'un échantillonnage restreint. Il croit que, en général, les dénombrements devraient comprendre environ la moitié des animaux (Harvey, 1985). Il semble y avoir d'énormes différences dans la proportion de phoques communs échoués selon l'époque et les régions. Il ne convient donc pas d'appliquer un seul chiffre standard pour établir les estimations des populations à partir de dénombrements directs. Selon Bigg (1985b), dans les environs du sud-est de l'île de Vancouver, où l'on trouve un grand nombre d'échoueries, la plupart des animaux peuvent être observés. Par contre, dans les longues criques aux parois abruptes de la côte continentale, il y a peu d'échoueries et par conséquent le nombre de phoques échoués que l'on peut observer est moindre, mais on peut les observer toutefois dans l'eau.

Toujours selon Bigg (1985b), un grand nombre de données ont été recueillies à la station de biologie du Pacifique sur les dénombrements des phoques communs de la côte de la Colombie-Britannique. Ces données portent sur deux régions, le large du sud-est de l'île de Vancouver et la région de la rivière Skeena sur la côte nord de la Colombie-Britannique. Bigg estime qu'environ 2 000 phoques de tous âges échouaient au sud-est de l'île de Vancouver, à la fin de la saison de mise bas en 1973; en 1983, ce nombre était passé à 6 300. Ces estimations proviennent d'un échantillon composite de secteurs de la région à l'étude ainsi que d'une combinaison d'années, en tenant compte des tendances de la population. Comme nous l'avons mentionné précédemment, Bigg croit que dans cette région, compte tenu des conditions de l'étude, presque tous les phoques auraient fréquenté les échoueries, et si bien que le nombre réel de la population n'excéderait pas de beaucoup le nombre compté. La population de 1983 pourrait donc s'élever à 7 500 animaux.

À la hauteur de la rivière Skeena, le dénombrement des phoques de tous âges totalisait 400 animaux vers la fin de la saison de mise bas en 1977. La population atteignait 660 animaux en 1983. Il ne semble pas possible d'utiliser ces chiffres pour obtenir des estimations utiles de la taille réelle de la population à l'étude, mais on peut quand même s'en servir pour avoir une idée du changement relatif dans le nombre de phoques communs entre 1977 et 1983. Bigg (1985b) donne une estimation de la population totale de la Colombie-Britannique d'après les dénombrements effectués dans le sud-est de l'île de Vancouver. Il se fonde sur le raisonnement suivant :

*Au moins 6 300 animaux ont été observés ici en 1983.
Supposons que la densité des phoques était la même dans*

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

d'autres régions de la Colombie-Britannique, ce qui est possible. En effet, j'ai déjà survolé la plus grande partie de la côte de la Colombie-Britannique de nombreuses fois et j'ai déjà chassé et observé les phoques dans de nombreuses régions, et je ne crois pas que cette densité, si elle varie, soit supérieure dans d'autres régions. Cette hypothèse est étayée également par la comparaison entre les aires d'abattage par la longueur de la côte. Fisher (1952, p. 50) indique qu'entre 1942 et 1947, environ 15 % des abattages totaux de la Colombie-Britannique se faisaient dans le sud-est de l'île de Vancouver. Ce chiffre est à peu près le même, proportionnellement, que la longueur de la côte du sud-est de l'île de Vancouver par rapport à toute la côte de la Colombie-Britannique. Ainsi, en utilisant le multiplicateur, on pourrait établir la population courante totale à environ 42 000 animaux.

Bigg souligne également que, si le nombre de phoques communs dans la région à l'étude était effectivement de 7 500, l'estimation de la population totale passerait à environ 50 000 animaux. Le même raisonnement porterait entre 13 300 et 16 000 animaux l'estimation de la population totale de phoques communs de la Colombie-Britannique en 1973.

Plusieurs autres méthodes indirectes permettant d'obtenir des estimations de la population de phoques communs en Colombie-Britannique ont été utilisées. Les premières tentatives ont été faites par Spalding (1964). En se basant sur une moyenne estimative grossière d'un phoque commun par longueur d'un mille de côte, Spalding a évalué la population à 17 000 animaux. Il signale également que certains chasseurs à primes professionnels estiment cette population à 20 000 animaux.

Bigg (1969) a utilisé une autre méthode pour évaluer la population des phoques communs. Cette méthode est basée sur l'hypothèse que sur la période de 50 ans (1914-1964) pendant laquelle des primes ont été accordées pour les abattages, la population de phoques a atteint la stabilité et l'a maintenue. Cette hypothèse est plausible, car la structure d'âge et de fécondité de la population est telle que le temps de génération (âge moyen de la femelle lorsqu'elle met bas) est d'environ 8,5 ans (Bigg, 1969), ce qui porte à cinq ou six le nombre de générations pendant la période en question, et le nombre d'animaux abattus chaque année n'a pas varié considérablement. Si l'on suppose, en outre, que le nombre d'abattages non enregistrés et la mortalité naturelle annuelle égalaient chacun les abattages pour lesquels une prime a été réclamée, la mortalité totale serait d'environ 9 000 animaux par année. En se basant sur les données de la proportion de femelles ayant atteint la maturité (55 %), la proportion de ces femelles qui sont gravides (88 %) et la proportion des femelles dans la population totale (53 %), Bigg a calculé que la population comptait environ 3,9 animaux pour chaque naissance. Comme le

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

nombre de morts et le nombre de naissances s'équivaldrait ainsi, la population totale serait d'environ 35 000 phoques pendant la période de stabilité s'étendant grossièrement de la fin des années 1950 au début des années 1960.

Ces chiffres correspondent à un taux instantané de mortalité totale (Z dans la notation standard des sciences des pêches) à environ 0,3. Comme on suppose que les morts naturelles représentent le tiers de la mortalité, le taux instantané correspondant de mortalité naturelle (M) serait de 0,1. C'est presque la même valeur que celle qu'ont obtenue Pitcher et Calkins (1979) pour les phoques communs mâles et femelles dans des échantillons dans lesquels l'âge des animaux a été déterminé au moment de leur capture en Alaska. C'est aussi la même valeur que la valeur centrale établie au chapitre 21 pour le phoque du Groenland, qui a été étudié plus en détail. Les deux espèces sont de taille semblable, bien que le phoque commun soit légèrement plus petit, et le poids moyen d'un phoque commun adulte de la côte ouest est d'environ 70 % celui d'un phoque du Groenland moyen. Comme en général, chez les mammifères marins, les taux de mortalité naturelle augmentent à mesure que décroît la taille moyenne des animaux (Ohsumi, 1979, pour les cétacés; Pauly, 1980, pour les poissons), on peut s'attendre à ce que le phoque commun ait un taux de mortalité légèrement supérieur à celui du phoque du Groenland. Cette différence est probablement négligeable comparativement au degré d'incertitude dans les estimations du taux de mortalité pour les phoques du Groenland. Les hypothèses utilisées pour déterminer ce taux de mortalité estimatif sont donc raisonnablement conformes à ce que nous savons du phoque du Groenland d'après les études plus exhaustives portant sur celui-ci.

Une autre estimation de la taille de la population de phoques communs est basée sur l'observation du taux de croissance de la population après l'abolition de la chasse à primes et de la chasse commerciale à la fin des années 1960. Les chiffres mentionnés ci-dessus établissent un taux annuel moyen d'augmentation de 12 % dans le sud-est de l'île de Vancouver entre 1973 et 1983 et un taux correspondant de 9 % à la hauteur de la rivière Skeena entre 1977 et 1983. Ces augmentations reflètent la survie d'animaux qui, auparavant, auraient été abattus. Le nombre de primes payées (3 000 par année) sous-estime ce nombre, mais le nombre total d'animaux que l'on croit avoir été abattus par les chasseurs et les pêcheurs (6 000 par année) constituerait probablement une surévaluation de l'augmentation due à la survie, car certains animaux sont probablement encore abattus malgré la loi qui les protège. Sur cette base, en supposant que le taux annuel moyen d'augmentation est de 10 %, la population, dans la période stable avant que les lois pour la protection n'entrent en vigueur en 1969, s'élèverait entre 30 000 et 60 000 phoques communs. Le chiffre estimatif de 42 000 animaux mentionné précédemment, qui était basé sur des données différentes, se situe au milieu de cette fourchette et n'est donc pas contradictoire.

Évolution démographique

Les estimations de la population dont il est fait état dans la section précédente sont résumées au tableau 22.3.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

En prenant en considération la base ténue sur laquelle Spalding s'est basé pour son estimation, il n'y a pas de grand écart entre les trois chiffres qui portent grossièrement sur l'année 1960. Il est difficile, toutefois, de réconcilier ces chiffres avec les estimations de 1973 et de 1983. La dernière de ces estimations donne un taux d'augmentation de la population d'environ 10 % entre 1973 et 1983 et, à première vue, il est raisonnable d'extrapoler ce taux à l'année 1969, au moment où l'espèce a commencé à être protégée par la loi. Si l'on extrapole, les estimations de 1960 sont trop élevées comparativement à celles de 1973 et de 1983.

Tableau 22.3
Estimations de la population de phoques communs, 1960–1983

Année	Estimation (en milliers)	Méthode	Source
vers 1960	17–20	Nombre moyen/mille	Spalding (1964)
vers 1960	35	Mortalités relevées et structure de la population	Bigg (1969)
années 1960	30–60	Mortalités relevées et taux d'augmentation	Le présent rapport
1973	13–16	Extrapolation du dénombrement de 1973	Le présent rapport
1983	42–50	Extrapolation du dénombrement de 1983	Bigg (1985b)

La plus grande source d'incertitude dans les deuxième et troisième estimations pour l'année 1960 vient du nombre de phoques communs abattus; les autres principaux facteurs — la structure de la population et le taux de croissance démographique après l'arrêt de la chasse — sont tous deux basés sur des observations assez directes. Selon Bigg (1969), le total des animaux abattus par les chasseurs est établi au double du nombre de primes réclamées.

L'estimation minimale des abattages serait donc les 3 000 primes payées. Si l'on tient compte de ce chiffre, cela réduit l'estimation de la population à 23 400. Pour la troisième estimation de 1960, le chiffre correspondant serait de 30 000 animaux, comme l'indique le tableau 22.3. Étant donné que cet ajustement ne fait pas entièrement disparaître l'écart, il faut considérer le degré d'incertitude du taux de croissance de la population. Les estimations indépendantes des taux de croissance de la population de phoques communs de l'île de Vancouver et de la rivière Skeena ne diffèrent pas beaucoup; elles ne sont pas non plus incompatibles avec les estimations d'autres populations de phoques. Par exemple, on trouvera,

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

ailleurs dans cette partie du rapport, des estimations des taux de croissance naturels d'environ 8 % pour les otaries à fourrure et d'environ 10 % pour les éléphants de mer. Cette estimation du taux annuel de croissance semble donc sujette à une moins grande incertitude que l'estimation du nombre d'animaux abattus avant l'entrée en vigueur de la loi concernant la protection des phoques.

La période pendant laquelle cette augmentation a eu lieu est également sujette à certaines incertitudes. Un changement proportionnel par un facteur de 3,15 dans la taille de la population a été observé au large du sud-est de l'île de Vancouver entre 1973 et 1983. Pour la région de la rivière Skeena, le facteur correspondant était de 1,65 entre 1977 et 1983. Ce facteur, si on le projette, serait équivalent à 2,3 pour la période de 1973 à 1983.

En supposant que ces chiffres sont à peu près corrects, on ne peut que faire des hypothèses sur les raisons de l'écart observé avec l'estimation des populations pour 1960. Parmi les facteurs qui pourraient expliquer ce phénomène, mentionnons les suivants :

- erreurs dans l'estimation des populations, particulièrement pour l'année 1960;
- diminution de la population, peut-être par un facteur d'environ 2, entre 1960 et l'arrêt de la chasse en 1969;
- délai dans le début de la croissance de la population après 1969;
- changements dans le temps du rapport entre la population de phoques communs du sud-est de l'île de Vancouver et la population totale de la Colombie-Britannique.

Compte tenu de ces incertitudes, toute affirmation sur les populations de phoques communs passées et présentes sur la côte de la Colombie-Britannique devrait se limiter à ce qui suit :

- dans les années 1960, la population comptait probablement de 20 000 à 30 000 animaux;
- la population actuelle compte probablement entre 45 000 et 60 000 animaux.

Que le nombre de phoques communs s'accroisse à l'heure actuelle d'environ 10 % par année ou non, cette tendance ne peut de toute façon se perpétuer indéfiniment, même en l'absence de toute chasse. Si l'on possédait des informations sur le nombre de phoques communs au début de la colonisation par les Européens, avant que ne commence la chasse organisée, ou avant que le programme de primes ne débute en 1914, on pourrait estimer la croissance potentielle de la population en l'absence de chasse ou de tout autre effet adverse. Malheureusement, ces données n'existent pas.

Perspectives

Parmi les facteurs naturels qui pourraient influencer sur le niveau d'équilibre figurent les changements dans le nombre de prédateurs, dans l'incidence de la

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

maladie et dans les conditions climatiques. Aucune donnée ne permet d'établir que de tels changements sont survenus à une échelle significative.

Il y a également des facteurs humains, dont au moins trois pourraient avoir des effets néfastes sur la population de phoques communs. Le rythme auquel cette population s'est accrue, du moins pendant les années 1970, laisse cependant croire qu'aucun de ces facteurs n'a encore eu d'effet significatif.

Le premier facteur pourrait être l'influence de la pêche sur l'alimentation des phoques et des otaries. Les phoques communs, toutefois, se nourrissent d'à peu près n'importe quoi et sont capables de changer de menu lorsqu'une proie particulière devient rare. En outre, environ la moitié de leur nourriture sur la côte de la Colombie-Britannique consiste en poissons de peu d'importance commerciale. Les deux grandes espèces commerciales dont se nourrit le phoque commun sont le saumon et le hareng. Rien n'indique que le saumon soit, en général, moins abondant qu'il ne l'était à la fin des années 1960 (Archibald et Graham, 1981), lorsque le nombre de phoques communs s'est accru rapidement. Les harengs sont, dans l'ensemble, aussi abondants depuis 1970 qu'ils l'étaient avant la baisse temporaire survenue à la fin des années 1960, attribuable, au moins en partie, à une pêche excessive (Haist *et al.*, 1985).

Deuxièmement, il y a lieu de supposer que les otaries à fourrure ont été gravement affectées par l'empêchement dans les filets de pêche et autres débris de plastique. Il est possible que les autres otaries aient été également affectées par ce phénomène, bien qu'à un moindre degré. Les phoques communs empêtrés dans ce genre de débris sont cependant peu nombreux, peut-être à cause de différences dans leur comportement ou parce qu'il y a moins de débris dans les eaux qu'ils habitent. À l'heure actuelle, il semble peu probable que le phoque commun soit gravement affecté par ces débris.

Le troisième facteur, et le plus grave, est sans doute la pollution, particulièrement la pollution par les hydrocarbures chlorés. Dans des eaux relativement captives, comme celles de la mer Baltique et de certains secteurs de la mer du Nord, les répercussions néfastes de la pollution sur la reproduction du phoque commun sont bien documentées (Van Haaften, 1974). Dans le Puget Sound, près des côtes de la Colombie-Britannique, on a noté des malformations congénitales et des cas de mortalité chez les petits des phoques communs, qui pourraient être dus à la présence de PCB et de DDT (Calambokidis *et al.*, 1978). Aucune preuve directe d'effets de ce genre n'a été recueillie sur la côte de la Colombie-Britannique. Heureusement, la plus grande partie de la côte est baignée par des eaux océaniques et n'est pas sujette à des concentrations de source ponctuelle. Toutefois, la distribution des polluants est si étendue dans l'océan qu'il ne serait pas impossible que ces polluants aient des effets à long terme sur les phoques communs.

Conclusions

1. La population actuelle de phoques communs est abondante et continue peut-être même à augmenter; elle compte probablement entre 45 000 et 60 000 animaux.
2. À moins qu'elle se soit stabilisée très récemment, la population est encore en expansion, probablement au rythme d'environ 10 % par année.
3. Il est impossible de déterminer à quel niveau la population se stabilisera si elle continue à être protégée par la loi.
4. La chasse à primes et la chasse par les pêcheurs avant 1970 n'a pas mis la population de phoques communs en danger, car celle-ci est demeurée capable d'une augmentation naturelle rapide dès que la chasse a cessé.
5. À moins que la population n'ait déjà été affectée par de nouvelles conditions environnementales, elle peut soutenir sans risque un rythme d'abattage annuel d'au moins 3 000 et même de 6 000 animaux.
6. La conséquence des activités humaines la plus susceptible de produire des effets néfastes sur la population de phoques communs est la pollution, particulièrement la pollution par les hydrocarbures chlorés; rien n'indique cependant que ces polluants aient un effet important quelconque à l'heure actuelle.

L'éléphant de mer boréal

L'éléphant de mer boréal ne se reproduit pas sur la côte canadienne du Pacifique et n'y aborde que rarement. Il se reproduit aujourd'hui dans les îles côtières entre le centre de la Baja California et le centre de la Californie. La population se disperse le long de la côte, vers le nord, à partir de ses aires de reproduction. Guiget (1971) note que l'éléphant de mer est encore rare sur les côtes de la Colombie-Britannique, bien que sa population ait augmenté. Dans son mémoire à la Commission royale, le ministère des Pêches et Océans affirme que des jeunes de l'année ont été observés sur la côte ouest de l'île de Vancouver à la fin de l'hiver et au printemps, et que des mâles adultes ont été observés dans toute la région littorale en été (Canada, MPO, 1985).

Population actuelle

À l'origine l'espèce était abondante sur les côtes de la Baja California et de la Californie. À partir d'environ 1800, on l'a fortement exploitée pour son huile et, en 1892, elle était menacée de disparition; les survivants ne dépassaient pas la

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

centaine et leur nombre était peut-être inférieur (Le Boeuf, 1979). Les éléphants de mer ont ensuite eu une période de tranquillité et vers 1975, leur nombre se chiffrait à quelque 45 000, soit un taux moyen d'augmentation d'environ 10 % par année (Le Boeuf, 1979). Cela est un bon exemple de la capacité de repeuplement de certaines espèces de phoques à partir de niveaux très bas, lorsqu'elles ne font l'objet d'aucune chasse.

Protection

Aucun éléphant de mer n'a été abattu au large des côtes de la Colombie-Britannique à des fins commerciales ou de contrôle au cours du siècle présent. Ces animaux sont protégés par la *Loi fédérale sur les pêches* depuis 1970. Il est, bien sûr, possible que certains animaux aient été tués par des pêcheurs, mais nous ne possédons aucune donnée à ce sujet.

Conclusions

L'éléphant de mer boréal ne se reproduit pas dans les eaux canadiennes et ne les fréquente qu'en petit nombre. Il n'a aucun effet discernable sur les pêcheries locales et est actuellement protégé par la loi. Aucune mesure ne semble utile à son endroit à l'heure actuelle.

Annexe**Annexe 22.1 Méthode de calcul du taux de croissance de la population à partir de la taille, initiale et finale, des populations et de la récolte totale d'otaries à fourrure des Pribilof.**

Le modèle suppose qu'au cours de la période d'observation, la population d'otaries à fourrure change à un taux instantané constant (Z). Ce taux est formé de deux éléments, un taux instantané de pêche (ou de chasse) (F) et le taux auquel la population « tente » de se rétablir, c'est-à-dire le taux (I) auquel la population s'accroîtrait s'il n'y avait pas de chasse. Dans l'hypothèse que ce processus continue pendant plusieurs années, on peut appliquer des méthodes standard d'étude de la dynamique des populations. Si la population passe de N_0 à N_t dans une période t durant laquelle les prises sont de C , alors on peut dire que :

$$\begin{aligned} Z &= \ln(N_0/N_t)/t \\ C &= F(N_0 - N_t)/Z \\ F &= CZ/(N_0 - N_t) \\ \text{et } I &= F - Z \end{aligned}$$

Dans le tableau suivant, qui donne la taille de la population et l'importance des prises en milliers, on trouvera les valeurs qui ont servi au calcul des chiffres mentionnés dans ce rapport.

N_0	N_t	C	Z	F	I
2	0,3	5,0	0,045	0,133	0,088
2	0,3	7,5	0,045	0,199	0,154
3	0,3	5,0	0,055	0,102	0,047
3	0,3	7,5	0,055	0,152	0,097

Références

- Allen, K.R. 1980. Conservation and management of whales. University of Washington Press, Seattle.
- Archibald, D.M. et C.C. Graham. 1981. Populations of Pacific salmon in British Columbia, 1970-1979. Rapp. man. can. des sci. halieut. et aquat. 1616.
- Associated Press. 1985. Message date-lined Anchorage, Alaska, 17 July 1985.
- Bakkala, R.G., V.G. Weststad et J.J. Traynor. 1984. Pollock. In R.G. Bakkala et L.L. Low (ed.) Condition of groundfish resources of the eastern Bering Sea and Aleutian Islands region in 1984. Northwest and Alaska Fish. Center, Natl. Mar. Fish. Serv., NOAA.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

- Bartholomew, G.A. 1967. Seal and sea lion populations of the California Islands, p. 229-244. In R.M. Philbrik (ed.) Proc. symp. on the biology of the California Islands. Santa Barbara Botanic Garden, Cal.
- Bartholomew, G.A. et R.A. Boolootian. 1960. Numbers and population structure of the pinnipeds on the California Channel Islands. *J. Mammal.* 41: 366-375.
- Bigg, M.A. 1969. The harbour seal in British Columbia. *Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada.* 172.
- 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. *Rapp. stat. can. des sci. halieut. et aquat.* 460.
- Bigg, M.A. 1985a. Status of the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) and California sea lion (*Zalophus californianus*) in British Columbia. *Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat.* 77.
- Bigg, M.A. 1985b. Station de biologie du Pacifique, Nanaimo, C.-B. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Bonner, W.N. 1979. Harbour (common) seal, p. 58-62. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. *Mammals in the seas, vol. II, Pinniped species summaries and report on sirenians.* FAO, Rome.
- Bonnot, P. 1928. Report on the seals and sea lions of California. *Fish. Bull.* 14.
- Braham, H.W., R.D. Everitt et D.J. Rugh. 1980. Northern sea lion population decline in the eastern Aleutian Islands. *J. Wildl. Manage.* 44: 25-33.
- Busch, B.C. 1985. The war against the seals: a history of the North American seal fishery. McGill-Queen's University Press, Kingston.
- Calambokidis, J., K. Bowman, S. Carter, J. Cabbage, P. Dawson, T. Fleischner, J. Schuett-Hames, J. Skidmore, B. Taylor et S.G. Herman. 1978. Chlorinated hydrocarbon concentrations and the ecology and behavior of harbour seals in Washington State waters. Evergreen State College, Olympia, Wash.
- Calkins, D.G. 1984. Steller sea lion entanglement in marine debris. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26-29 Novembre 1984. FIMD/84/WP-II/4.
- Calkins, D.G. et K.W. Pitcher. 1982. Population assessment, ecology and trophic relationships of Steller sea lions in the Gulf of Alaska. U.S. Dept. of Interior, Bur. Land Manage., Outer Environ. Assess. Progr. Final Rep., Res. Unit 243 Contract 03-5-022-69.
- Chapman, D.G. 1981. Evaluation of marine mammal population models. In C.W. Fowler et T.D. Smith (ed.) *Dynamics of large mammal population models.* John Wiley, New York.
- Canada. Ministère des Pêches et Océans (MPO). 1985. Mémoire à la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Ottawa.
- Commission pour la conservation de l'otarie à fourrure du Pacifique Nord. 1984. Workshop on population trends in northern fur seals, p. 34-41. Proc. of 27th Ann. Meet. of North Pacific Fur Seal Comm.
- DeMaster, D.P., D.J. Miller, D. Goodman, R.L. DeLong et B.S. Stewart. 1982. Assessment of California sea lion fishery interactions, p. 253-264. In *Trans. 47th N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.*

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

- Dodimead, A.J. 1984. A review of some aspects of the physical oceanography of the continental shelf and slope waters of the west coast of Vancouver Island, British Columbia. Rapp. manuscrit can. des sci. halieut. et aquat. 1773.
- Eberhardt, L.L. 1981. Population dynamics of the Pribilof fur seals. In C.W. Fowler et T.D. Smith (ed.) Dynamics of large mammal population models. John Wiley, New York.
- États-Unis. 1983. Draft environmental impact statement on the Interim Convention on Conservation of North Pacific Fur Seals. Dept. of Commerce and Dept. of State, Washington, D.C.
- États-Unis. 1985. Environmental impact statement on the Interim Convention on Conservation of North Pacific Fur Seals. Dept. of State and Commerce, Washington, D.C.
- Fisher, H.D. 1952. The status of the harbour seal in British Columbia, with particular reference to the Skeena River. Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada. 93.
- Fowler, C.W. 1982. Entanglement as an explanation for the decline in northern fur seals of the Pribilof Islands. Background paper to 25th Ann. Meet. St. Sci. Comm. of North Pacific Fur Seal Comm.
- Fowler, C.W. 1984a. An evaluation of the role of entanglement in the population dynamics of northern fur seals on the Pribilof Islands. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26-29 novembre 1984. FIMD/84/AB-II/3.
- Fowler, C.W. 1984b. Density dependence in cetacean populations, p. 373-387. In Reproduction in whales, dolphins and porpoises. Spec. Pub. Int. Whal. Comm.
- Fowler, C.W. 1985a. An evaluation of the role of entanglement in the population dynamics of northern fur seals on the Pribilof Islands. Background paper to 28th Ann. Meet. St. Sci. Comm. of North Pacific Fur Seal Comm.
- Fowler, C.W. 1985b. Status review: northern fur seals (*C. ursinus*) of the Pribilof Islands, Alaska. Background paper to 28th Ann. Meet. St. Sci. Comm. of North Pacific Fur Seal Comm.
- Fowler, C.W. 1985c. National Marine Mammal Laboratory, Seattle, Wash. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Fowler, C.W. 1986. Density dependence in northern fur seals (*C. ursinus*).
- Goodman, D. 1986. Ministère des Pêches et Océans, Ottawa. Communication personnelle avec C.E. Tull, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Guiget, C.J. 1971. An apparent increase in California sea lion, *Zalophus californianus* (Lesson), and elephant seal, *Mirounga angustirostris* (Gill) on the coast of British Columbia. Syesis 4: 263-264.
- Haist, V., M. Stocker et J.F. Schweigert. 1985. Stock assessments for British Columbia herring for 1984 and forecasts of the potential catch in 1985. Rapp. tech. can. des sci. halieut. et aquat. 1365.
- Harvey, J.T. 1984. Abundance and activities of harbour seals along the central Oregon coast. Rapp. final à l'Oregon Dept. of Fish and Wildlife.
- Harvey, J.T. 1985. Marine Science Center, Oregon State University, Newport, Oregon. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

- Henderson, J.R. 1984. A review of Hawaiian monk seal entanglements in marine debris. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 novembre 1984. FIMD/84/WP-II/6.
- Kajimura, H. 1984. Opportunistic feeding of the northern fur seal, *Callorhinus ursinus*, in the eastern north Pacific Ocean and eastern Bering Sea. NOAA Tech. Rep. NMFS no. SSRF-779.
- King, J.E. 1983. Seals of the world. 2nd ed. British Museum (Natural History) and Oxford University Press, London.
- Lander, R.H. et H. Kajimura. 1982. Status of northern fur seals, p. 319–345. *In* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. Mammals in the seas, vol. IV, Small cetaceans, seals, sirenians, and otters. FAO, Rome.
- Le Boeuf, B.J. 1979. Northern elephant seal, p. 110–114. *In* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. Mammals in the seas, vol. II, Pinniped species summaries and report on sirenians. FAO, Rome.
- Loughlin, T.R. 1984. Northern sea lion population continues rapid decline. U.S. Dept. of Commerce, NMFS, Northwest and Alaska Fish. Center (juil.–sept.): 18–19.
- Loughlin, T.R., D.J. Rugh et C.H. Fiscus. 1984. Northern sea lion distribution and abundance: 1956–80. *J. Wildl. Manage.* 48: 729–740.
- 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. Rapp. final à l'U.S. Marine Mamm. Comm. Report No. MMC-75/01.
- Mate, B.R. 1985. Univ. de l'Orégon, Newport, Orégon. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Merrell, T.R., Jr. 1984. Fish nets and other plastic litter on Alaska beaches. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 novembre 1984. FIMD/84/WP-I/5.
- Newcombe, C.F., W.H. Greenwood et C.M. Fraser. 1918. British Columbia sea lion investigation. Part 1. Preliminary report of the Commission on the sea lion question, 1915. Part 2. Report and conclusions of the sea lion investigation, 1916. *Can. Contr. Can. Biol., Fish.* [1917–1918]: 1–39.
- Ohsumi, S. 1979. Interspecies relationships among some biological parameters in cetaceans and estimation of the natural mortality coefficient of the Southern Hemisphere minke whale. *Rep. Int. Whal. Comm.* 29: 397–406.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer* 39 (2): 175–192.
- 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. *J. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada.* 15 (1): 5–17.
- Pitcher, K.W. 1985. Alaska Dept. of Fish and Game, Anchorage, Alaska. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Pitcher, K.W. et D.G. Calkins. 1979. Biology of the harbour seal *Phoca vitulina richardsi*, in the Gulf of Alaska. U.S. Dept. of Interior, Bur. Land Manage. Outer Continental Shelf Environ. Assess. Progr. Final Rep.

Les populations de phoques et d'otaries du Pacifique

- Pitcher, K.W. et D.C. McAllister. 1981. Movements and haulout behavior of radio-tagged harbour seals, *Phoca vitulina*. Can. Field Naturalist 95 (3): 292-297.
- Roppel, A.Y., A.M. Johnson, R.G. Bauer, D.G. Chapman et F. Wilke. 1963. Fur seal investigations Pribilof Islands, Alaska, 1962. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Fish. Ser. 454.
- Smith, T. (ed.) 1979. Report of the status of porpoise stocks workshop, La Jolla, Californie, 27-31 août. Southwest Fish. Center, Admin. Rep. LJ-79-41.
- Smith, T.D. 1973. Variable population matrices: theory and application of the evaluation of harvesting strategy. Thèse de doctorat. Univ. Washington, Seattle.
- Smith, T.D. et T. Polacheck. 1984. The population dynamics of the Alaska fur seal: what do we really know? NWAFC Rep. 84-15.
- Spalding, D.J. 1964. Fur seal, sea lion and harbour seal on the British Columbia coast. Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada. 146.
- Swartzman, G.L. 1984. Factors bearing on the present status and future of the eastern Bering Sea fur seal population with special emphasis on the effect of terminating the subadult male harvest on St. Paul Island. U.S. Mar. Mamm. Comm. Rep. No. MMC-83/03.
- Tabata, S. 1984. Anomalously warm water off the Pacific coast of Canada during the 1982-1983 El Niño. Tropical Ocean-Atmosphere Newsl. 24: 7-9.
- Trites, A.W. 1984. Population dynamics of the Pribilof Islands north Pacific fur seal (*C. ursinus*). Thèse de maîtrise. Univ. de Colombie-Britannique, Vancouver.
- Trites, A.W. 1985. The impact of weather conditions at St. Paul Island on the dynamics of the northern fur seal (*Callorhinus ursinus*). Background paper to 28th Ann. Meet. St. Sci. Comm. of North Pacific Fur Seal Comm.
- Van Haafden, J.L. 1974. [Seals of the Dutch coastal waters.] K. Ned. Natuurhist. Ver. Wet. Meded. 101: 1-36.
- Vladimirov, V.A. 1974. [Role of climatic factors in mortality of juveniles in fur seals (*Callorhinus ursinus*). Zool. Zh. 53(9): 1385-1390.
- Wallace, N. 1984. Solutions to debris entanglement or, "think of it as a big fish bowl". Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26-29 novembre 1984. FIMD/84/BP/5.
- York, A.E. 1985a. Estimations of the size of the 1940 year class. In P. Kozloff (ed.) Fur seal investigations. NOAA Tech. Mem. NMFS-F/NWC-71: 20.
- York, A.E. 1985b. Forecast of 1985 harvest on St. Paul Island. Northwest and Alaska Fish. Center, Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA.
- Yoshida, K. et N. Baba. 1984. The problem of entanglement of fur seals in marine debris. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26-29 November 1984. FIMD/84/WP-II/12.

Chapitre 23

Effets indirects sur les phoques

La plupart des interactions entre l'homme et les phoques découlent directement ou indirectement du fait que les deux sont des prédateurs placés au sommet de la chaîne alimentaire dans le même environnement. Deux interactions parmi les plus directes se produisent lorsque l'homme agit comme prédateur et exploite les phoques en tant que ressource ou lorsque l'exploitation d'autres ressources de la mer entre en concurrence avec l'activité prédatrice des phoques. Ces interactions ont été traitées en détail dans les chapitres précédents. Nous examinerons ici de quelle façon certaines activités humaines peuvent exercer une influence sur les phoques. Les quatre questions qui paraissent les plus importantes sont les suivantes :

- Quel est l'effet de notre exploitation des stocks de poissons sur les populations de phoques lorsque ceux-ci se nourrissent des mêmes stocks?
- Quelle est la conséquence sur les populations de phoques de la mort accidentelle de certains d'entre eux lors des opérations de pêche?
- Quel est l'effet de la pollution d'origine anthropique sur les populations de phoques?
- Quelles conséquences la mise en valeur de l'Arctique pourrait-elle avoir sur les populations de phoques?

Réduction des stocks de poisson

Effets de concurrence

De nombreuses pêches commerciales ont dangereusement réduit l'abondance des espèces visées, parfois au point que cette pêche n'est plus possible. À première vue, il semble que ces réductions devraient influencer considérablement sur tous les mammifères marins, notamment les pinnipèdes, qui se nourrissent de ces poissons. En pratique cependant, aucun indice sérieux ne vient corroborer cette hypothèse. Beverton (1985) commente ainsi la conclusion d'un important colloque international sur les mammifères marins et les pêches, tenu en 1981 à La Jolla en Californie, et parrainé par l'Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources et le Programme des Nations Unies sur l'Environnement : « On a été incapable de trouver le cas d'un mammifère marin piscivore dont les populations aient souffert de l'interaction avec une pêche. » Nous ne pouvons conclure cependant que le phénomène ne se produit jamais. Comme le fait remarquer Northridge (1984), il nous faut non seulement recueillir plus de données

sur l'alimentation des mammifères marins, mais aussi mieux connaître leur réaction aux changements qui s'effectuent dans la nature et dans la répartition des proies potentielles; il nous faut également mieux connaître la dynamique qui existe entre les différentes espèces et son incidence sur les populations concernées.

Quoi qu'il en soit, plusieurs raisons peuvent expliquer pourquoi la diminution de certaines espèces de proies due à la pêche commerciale n'entraîne pas nécessairement d'effet décelable sur une population de pinnipèdes. En premier lieu, la plupart des pinnipèdes sont « opportunistes » et peuvent se rabattre sur d'autres poissons ou d'autres invertébrés si l'une de leurs principales proies vient à se raréfier à la suite d'activités humaines ou de causes naturelles. En second lieu, les espèces migratrices, comme le phoque du Groenland et l'otarie des Pribilof, peuvent se nourrir de proies différentes aux différentes étapes de leurs migrations saisonnières. En troisième lieu, il est rare que les pinnipèdes ou les pêches commerciales ne visent qu'une seule espèce; elles visent plutôt diverses espèces, qui connaissent également des rapports prédateur-proie entre elles. Un des effets de la pêche commerciale peut donc être de supprimer des prédateurs s'attaquant à une proie importante pour les pinnipèdes, ce qui leur serait bénéfique; diverses relations de ce type sont possibles (Beverton, 1985). En quatrième lieu, les pinnipèdes et la pêche peuvent viser les mêmes proies mais d'âges différents: les pinnipèdes peuvent, en fait, tirer avantage de la pêche si celle-ci prélève des poissons âgés qui s'attaquent à des jeunes dont se nourrissent également les pinnipèdes. Cette situation semble se retrouver dans le cas des otaries des Pribilof qui se nourrissent de morues du Pacifique occidental dans la mer de Béring. En cinquième lieu, si l'abondance d'une proie se maintient au-dessus d'un certain niveau, chaque pinnipède sera capable de capturer autant de proies que son comportement alimentaire le lui permettra, de sorte que toute réduction de cette proie, au-dessus de ce niveau, n'aura probablement que très peu d'effet sur la quantité consommée individuellement, et donc sur les avantages que peuvent en retirer les pinnipèdes.

La Commission royale ne peut donc conclure que si la raréfaction des poissons importants pour l'alimentation des pinnipèdes peut, dans certaines circonstances, nuire à ces derniers, ces effets négatifs n'existent pas nécessairement et n'ont pas été nettement constatés pour l'ensemble des mammifères marins.

Phoque du Groenland

Deux des espèces de pinnipèdes les plus importantes pour notre propos ont été étudiées de ce point de vue. Lavigne (1982) fait état d'une diminution marquée de l'énergie emmagasinée (graisse) chez les femelles parturientes du phoque du Groenland ayant mis bas, depuis l'effondrement des populations de capelans dans le nord-ouest de l'Atlantique vers la fin des années 1970. Des études récentes laissent entendre qu'une partie de la baisse de la biomasse du capelan est due à des changements naturels cycliques plutôt qu'à une pêche intensive (Leggett *et al.*, 1984). Après avoir réanalysé la situation à la lumière de données supplémentaires

sur les fluctuations de l'abondance de capelans, Bowen (1985) conclut que « les données disponibles n'appuient pas l'hypothèse selon laquelle l'augmentation de la pêche au capelan a entraîné la détérioration de l'état des femelles du phoque du Groenland. Rien n'indique que la pêche commerciale des années 1960 et 1970 ait réduit sensiblement la nourriture disponible pour les phoques, et donc la croissance de leur population ».

Otarie des Pribilof

Au chapitre 22, nous avons traité des effectifs de cette otarie et de l'effet éventuel sur cette espèce de l'importante pêche commerciale qui s'est développée dans la mer de Béring durant les années 1970, en particulier la pêche à la morue. Rien n'indique que la pêche ait contribué à la diminution actuelle des effectifs d'otaries en exerçant un effet sur ses proies disponibles. Si tel avait été le cas, les paramètres de l'accroissement naturel et de la mortalité, qui dépendent de la densité, auraient pris des valeurs correspondant à une population plafonnée alors que certains de ces paramètres ont actuellement la même valeur que durant les années 1920, alors que la population était en croissance rapide (Fowler, 1985).

Les grandes et moyennes morues du Pacifique occidental font partie des prédateurs les plus importants des petits poissons et de ceux de taille moyenne de leur propre espèce; ce phénomène est rare mais il n'est pas exceptionnel. Swartzman et Haar (1983) ont montré qu'au début de la pêche, au milieu des années 1960, les groupes d'âges les plus abondants étaient composés de poissons de 4 et 5 ans, tandis qu'en 1974, les groupes les plus importants étaient ceux de 2 et 3 ans. Apparemment, cette dernière composition représente non seulement un changement d'abondance relative, mais également une augmentation réelle de l'abondance des plus jeunes poissons due à une diminution du cannibalisme de la part des poissons plus âgés. Ce changement a procuré une nourriture plus abondante aux otaries, qui mangent surtout des jeunes poissons. Depuis 1980, la situation a de nouveau changé : Bakkala *et al.* (1984) signalent qu'à cause du faible recrutement de jeunes poissons dans la population, les poissons plus âgés dominent à nouveau.

Harwood (1983) indique également que la pêche commerciale qui tend à réduire la taille moyenne des poissons d'une population donnée peut profiter aux mammifères marins qui préfèrent des poissons plus petits que ceux recherchés par la pêche. Cette considération s'applique à la plupart des pinnipèdes. Même dans les zones de pêche intensive, comme la mer du Nord, la biomasse totale des poissons a peu changé (Hempel, 1978). L'effet principal de la pêche a été de décimer les espèces les plus précieuses et les plus vulnérables, et de réduire la taille des individus de ces mêmes espèces.

Effets de la pêche sur les prédateurs des pinnipèdes

La pêche commerciale peut éventuellement exercer une autre action assez directe et bénéfique sur une population de phoques. Il s'agit du cas où la pêche

réduit les effectifs d'un important prédateur des phoques. Un seul cas possible a attiré l'attention de la Commission : Brodie et Beck (1983) ont signalé que les effectifs de grands requins, en particulier du requin blanc, au large de la côte est du Canada, ont probablement diminué à la suite de leur capture, tant par la pêche directe que par la capture accidentelle dans les palangres destinées à l'espadon. Cette diminution probable aurait débuté aux alentours de 1960, et les chercheurs croient qu'elle peut avoir contribué à l'augmentation concomitante des effectifs de phoque gris, en particulier à l'île de Sable qui se trouve au milieu de la zone de pêche au requin. On a observé que les requins capturaient souvent des phoques gris près de cette île.

Mortalité accidentelle durant les opérations de pêche

Le chapitre 25 traitait des dégâts causés aux engins de pêche par les pinnipèdes qui tentent de prendre des poissons pris dans les filets ou dans les palangres. Certains pinnipèdes meurent ainsi : soit qu'ils se prennent dans les engins de pêche et se noient, soit que les pêcheurs les tuent. Il arrive aussi que les pinnipèdes se prennent dans les engins de pêche sans chercher à attraper de poissons. Nous examinerons ici ce que l'on sait de l'importance de cette mortalité due à des engins de pêche, pour les populations de phoques. La mortalité due à des engins abandonnés ou perdus sera examinée plus loin. Malheureusement, très peu de données utiles semblent disponibles. Les études qui recueillent des données quantitatives sur les pertes causées aux pêcheurs par les phoques n'incluent généralement pas de chiffres sur le nombre de phoques qui meurent ainsi. Cette observation s'applique même à l'étude très complète entreprise par la Fédération des pêcheurs de l'Est (Farmer et Billard, 1985). En particulier, la Commission n'a reçu aucune information utile sur le nombre de phoques gris qui meurent lors de contacts avec des opérations de pêche, malgré la grande fréquence de ces contacts.

Phoque du Groenland

Plusieurs mémoires présentés devant la Commission font état d'une augmentation des cas de jeunes phoques du Groenland empêtrés dans les filets de pêche depuis les restrictions sur la chasse ces dernières années (Rompkey, 1985; Alfreda Barker, 1985; *Wilderness Society of Newfoundland and Labrador*, 1985). Ces données sont rapportées de façon anecdotique — un pêcheur a capturé 38 phoques dans ses filets la même journée — et ne permettent pas d'évaluer le nombre de phoques tués de cette façon. J. Lien (1985) fournit des données plus détaillées dans une lettre adressée à la Commission. À partir de données obtenues à l'occasion d'inventaires de baleines et de requins piégés, il estime que le nombre de phoques du Groenland tués accidentellement par les pêcheurs de Terre-Neuve et du Labrador est passé d'environ 1 000 par an entre 1979 et 1982, à environ 5 000 en 1984. On peut comparer une telle augmentation aux effectifs présentés au chapitre 21. Les meilleures estimations placent la natalité de ces phoques en 1978

entre 300 000 et 350 000, et on estime qu'aucun changement majeur n'a dû se produire depuis lors. De 1973 à 1982, le nombre de bébés phoques tués sur le Front et dans le Golfe a varié de 98 000 à 178 000, la moyenne s'établissant autour de 130 000 (Cooke *et al.*, 1986, annexe, tableau 4). Pour une production de 300 000 à 350 000 bébés phoques, le nombre de survivants après un abattage de 24 000 (celui de 1984) serait de 1,5 à 1,6 fois le nombre de survivants d'un abattage de 130 000. Le nombre de jeunes phoques qui ont été emprisonnés dans les filets ces dernières années est donc beaucoup plus grand que ce que l'on aurait pu prévoir à partir des estimations démographiques. En l'absence de données détaillées sur le nombre d'animaux en cause, on ne peut pousser plus loin l'analyse à l'heure actuelle. On ne dispose d'aucune donnée sur le nombre de phoques du Groenland victimes des engins de pêche sur la côte canadienne ailleurs qu'à Terre-Neuve et au Labrador.

Au chapitre 25, on mentionne qu'une dizaine de milliers de phoques du Groenland s'étaient noyés chaque année dans des filets maillants, dans le nord de la Norvège, entre 1979 et 1981 (Bjørge *et al.*, 1981). La *Wilderness Society of Newfoundland and Labrador* (1985) signale que le nombre de morts pour l'année 1984 était probablement d'environ 15 000 sur la côte du Finnmark en Norvège. Toutes les estimations du nombre de morts accidentelles chez le phoque du Groenland sont modestes comparées aux effectifs abattus annuellement dans le passé et au taux d'accroissement naturel de ce stock.

Pinnipèdes du Pacifique

La Commission n'a reçu aucune donnée utile sur la mortalité des pinnipèdes de la côte du Pacifique causée par les engins de pêche en eaux canadiennes, bien qu'il soit certain que des phoques communs, des otaries de Steller et des otaries de Californie meurent de cette façon, ainsi peut-être que quelques otaries des Pribilof. De Master *et al.* (1982) ont évalué la mortalité annuelle des otaries de Californie au large de la côte californienne à 1 500 animaux environ; 60 % étaient capturés dans des filets maillants à requins et presque tous les autres dans des filets maillants à flétans et sur des lignes traînantes à saumons. Étant donné que la natalité annuelle de cette espèce est de l'ordre de 20 000 bêtes, cette mortalité accidentelle semble beaucoup plus considérable chez cette espèce, en proportion des effectifs totaux, que chez le phoque du Groenland. Les effectifs d'otaries de Californie ont augmenté ces dernières années en dépit de cette mortalité.

S'il est assez évident que des otaries des Pribilof meurent dans des filets abandonnés et dans d'autres débris de plastique, il est moins certain qu'elles s'empêtrent aussi dans des engins de pêche opérationnels. Certaines otaries meurent dans les très nombreux filets maillants qu'utilisent les Japonais pour pêcher le saumon dans le Pacifique Nord, mais il est douteux que ces filets fassent plus de quelques milliers de victimes. Lander et Kajimura (1982) reprennent les estimations de Fukuhara (1974) et de Nishiwaki (communication personnelle) qui

placent respectivement la mortalité à 3 150–3 750 et à 7 000 otaries. À partir de données plus récentes, cependant, Fowler (1982) signale une mortalité de l'ordre de 100 à 1 000 otaries et croit que ce chiffre baisse à la suite du déplacement de la pêche. Cette mortalité semble faible comparée aux abattages commerciaux des mâles ou, semble-t-il, au nombre d'otaries qui meurent empêtrées dans des filets abandonnés et dans d'autres débris de plastique.

Pollution de l'environnement

Trois types de pollution marine peuvent avoir un effet sur les effectifs de pinnipèdes :

- la pollution par le bruit sous l'eau;
- la pollution chimique;
- la pollution par les débris de plastique.

Pollution par le bruit

La pollution par le bruit provient de sources telles que les moteurs de bateaux et les détonations de sondages sismiques. Cette pollution semble avoir peu d'effet sur les pinnipèdes, mais on ne peut l'ignorer pour autant. Elle a sans doute beaucoup moins d'effet sur les pinnipèdes que sur l'autre grand groupe de mammifères marins, les cétacés (baleines, marsouins et dauphins), parce que ces derniers dépendent beaucoup plus du son pour se localiser, trouver leur nourriture et communiquer entre eux. Quoi qu'il en soit, les pinnipèdes ne peuvent rester insensibles à certains sons très puissants produits par l'homme. Selon Bonner (1982), « les pinnipèdes placés dans le champ d'une détonation sous-marine de relevé sismique doivent être gravement incommodés et subissent peut-être des lésions physiques. » Terhune *et al.* (1979), cités par Bonner (1982), ont montré que les vocalisations sous-marines des phoques du Groenland diminuent radicalement lorsqu'un navire dont les moteurs tournent arrive à proximité. Comme on ne sait pas ce que signifient ces vocalisations pour les phoques, il nous est donc impossible d'évaluer l'impact que le bruit des navires peut avoir sur les pinnipèdes. Cependant, il se peut que certains bruits leur soient bénéfiques : on a remarqué que des otaries, et peut-être d'autres pinnipèdes, utilisaient le bruit des moteurs des bateaux pour repérer ces derniers et prendre des poissons dans les engins de pêche.

La Commission royale conclut donc qu'à l'heure actuelle, la pollution par le bruit n'a aucun effet nuisible étendu ou continu sur les populations de pinnipèdes du Canada. Toutefois, cette forme de pollution pourrait constituer un problème plus grave s'il y avait un accroissement marqué de la navigation dans l'Arctique.

On peut mentionner une autre forme de pollution marine engendrée par l'homme, mais elle n'a aucun effet réel sur les populations de pinnipèdes : il s'agit de la pollution thermique causée, par exemple, par l'eau de refroidissement des

centrales thermiques et nucléaires. L'effet localisé de cette pollution est grave pour de nombreux animaux, mais les phoques et les autres mammifères marins en sont très peu affectés, à la fois à cause de leur aire de répartition étendue qui leur permet d'éviter ces « points chauds » et parce que ces mammifères, comme les autres animaux à sang chaud, peuvent tolérer des variations de température beaucoup plus grandes que les animaux à sang froid (Warren, 1971).

Pollution chimique

Pendant la majeure partie du XX^e siècle, les humains ont déversé dans les océans d'immenses quantités de substances, dont certaines n'avaient jamais existé auparavant et qui, de diverses façons, nuisent aux organismes marins. Les mammifères marins, dont les pinnipèdes, ne sont pas à l'abri de ces effets. Quatre groupes de substances doivent être considérés ici, à cause de leurs effets nocifs potentiels. Il s'agit des substances radioactives, des métaux lourds et des éléments traces, des hydrocarbures et des composés organochlorés.

Substances radioactives

Un bon nombre de radio-isotopes ont pénétré dans l'environnement marin au cours des 40 dernières années, à la suite d'explosions nucléaires et en provenance d'autres sources. Certains de ces radio-isotopes traversent les tissus des pinnipèdes. Risebrough (1979) signale la présence de césium et de strontium radioactifs chez le phoque du Groenland du golfe du Saint-Laurent, ainsi que la présence de césium chez des pinnipèdes non identifiés des Territoires du Nord-Ouest. À son avis, les concentrations peuvent être considérées comme faibles, bien qu'elles soient supérieures aux concentrations naturelles dans les milieux où ces espèces évoluent. Il conclut qu'« une plus forte concentration de la radioactivité résulterait vraisemblablement, par exemple, en une augmentation des taux de mutation chez les mammifères marins, mais n'augmenterait pas nécessairement la variabilité génétique. On ne l'envisage donc pas comme une menace grave aux populations de mammifères marins. »

Il semble donc que les risques potentiels que posent aux populations de phoques les concentrations actuelles de substances radioactives dans le milieu marin ne sont pas graves.

Métaux lourds et éléments traces

Depuis 1970 environ, la présence de concentrations élevées de mercure dans la chair de poissons de grande longévité, comme les requins et les espadons, est devenue préoccupante pour la santé humaine. Les effets toxiques éventuels du mercure chez les pinnipèdes et d'autres mammifères piscivores ont donc été

abordés; de nombreux dosages du mercure, réalisés dans les tissus des pinnipèdes (Risebrough, 1979), ont donné des résultats très variés, dépassant trois facteurs de dix. Toutefois, on reconnaît généralement que presque tout ce mercure est d'origine naturelle (Bonner, 1982). Il existe des endroits où la concentration naturelle est très élevée, mais les résultats n'excluent pas l'existence de certaines fortes concentrations d'origine industrielle. Le foie d'un phoque barbu des Territoires du Nord-Ouest, vivant loin de toute source artificielle de mercure, contenait une concentration très élevée de 40 parts par million de mercure provenant vraisemblablement d'une source naturelle (Risebrough, 1979). Il semble bien aussi que les phoques disposent de mécanismes physiologiques qui les protègent dans une certaine mesure contre les effets nocifs du mercure qu'ils ingèrent. Chez les poissons, le mercure se retrouve sous forme de méthylmercure extrêmement toxique, mais ce composé n'est pas présent en grande quantité chez les pinnipèdes. Presque tout le mercure présent chez ces derniers se retrouve sous des formes relativement inoffensives (Bonner, 1982), dans un complexe qui contient également du sélénium et du brome (Risebrough, 1979).

On a trouvé des concentrations élevées de cadmium dans le rein des phoques et des baleines (Wageman et Muir, 1984) et le nickel a été associé à des cas de mortinatalité chez les phoques (Hyvarinen et Sipila, 1984).

Il n'y a aucune certitude que d'autres métaux lourds ou des éléments présents à l'état de trace puissent avoir des effets néfastes sur les phoques qui vivent dans des conditions naturelles (Risebrough, 1979).

Hydrocarbures

Depuis le naufrage du *Torrey Canyon* en 1967, on reconnaît le risque de catastrophes écologiques causées par les marées noires. Les pinnipèdes, hôtes des eaux côtières, sont parmi les mammifères les plus vulnérables à ces accidents, et il est important de savoir jusqu'à quel point ils sont menacés lors de ces incidents. Selon Risebrough (1979), le pétrole déversé peut affecter les phoques de trois façons. Il s'agit de la présence de pétrole sur le pelage, qui nuit à l'isolation thermique; de l'empoisonnement par ingestion et des effets sublétaux à long terme produits par l'accumulation dans l'écosystème de composés chimiques peu dégradables.

Un certain nombre d'observations et d'expériences portant sur des espèces à pelage comme le phoque gris et le phoque du Groenland, qui dépendent avant tout de leur couche de graisse pour se protéger du froid, ont mené à la conclusion que la présence de pétrole sur le pelage a peu d'influence sur la survie de ces animaux (Risebrough, 1979; Bonner, 1982; Hofman et Bonner, 1985). Le risque semble beaucoup plus sérieux pour les otaries, dont les propriétés isolantes de la fourrure pourraient être gravement compromises par le pétrole. Risebrough (1979) cite Gentry *et al.* (1976) qui ont constaté que la conduction thermique de la peau

d'otarie des Pribilof emmazoutée expérimentalement doublait, tandis que le taux métabolique des otaries emmazoutées augmentait par un facteur de 1,5. Heureusement que jusqu'à présent, il n'y a pas eu de grave déversement de pétrole à proximité d'une colonie d'otaries des Pribilof.

Quelques expériences ont porté sur les effets du pétrole ingéré en administrant une dose de pétrole au phoque annelé et au phoque du Groenland. Le pétrole ingéré par le phoque se loge dans la graisse jusqu'à ce qu'il soit clarifié, et, d'après certains indices, cette mobilisation du pétrole peut causer un déséquilibre corticosurrénal, une anorexie, une léthargie et réduire la capacité de survivre au stress (Engelhardt, 1982, 1983; Geraci et Smith, 1976). En tout cas, cette expérience est traumatisante pour le phoque et provoque des ulcérations temporaires aux yeux (Smith et Geraci, 1975). Bonner (1982) conclut malgré tout que « la contamination par les hydrocarbures ou leur ingestion en quantité raisonnablement prévisible lors d'un déversement risque peu d'avoir des effets nuisibles irréversibles sur une population de phoques sains ».

La Commission accepte, en général, la conclusion de Bonner, mais elle croit que si un déversement accidentel avait lieu dans une région où les otaries des Pribilof sont concentrées, des animaux au pelage contaminé pourraient mourir, bien que les dégâts à long terme puissent être réversibles et que la population puisse se rétablir au niveau que les autres facteurs écologiques permettent d'atteindre.

Le phoque annelé peut lui aussi, à cause de ses moeurs, être particulièrement vulnérable aux effets des déversements d'hydrocarbure. Bien qu'il évite les nappes de pétrole le plus possible (Engelhardt, 1983; Smith et Geraci, 1975), ce phoque dépend, pour respirer, des petits trous de respiration, des petits chenaux et des fentes dans la glace lorsqu'il hiverne sur la banquise, ce qui le rend vulnérable. Les fractions aromatiques toxiques du pétrole brut ne se dégradent pas sous les températures froides de l'Arctique et peuvent s'accumuler en bordure des glaces (Engelhardt, 1983).

La Commission n'a trouvé aucune étude qui puisse lui être utile sur les effets nuisibles éventuels, pour les populations pinnipèdes, d'une dégradation écologique à long terme qui ferait suite à un déversement catastrophique de pétrole, ou un déversement faible mais continu.

Composés organochlorés

Depuis la Seconde Guerre mondiale, les composés organochlorés, qui n'ont jamais existé dans la nature, sont devenus très répandus dans les milieux naturels marins et terrestres et ont eu des effets dévastateurs sur de nombreuses biocénoses. Les substances les plus dangereuses sont le DDT et ses dérivés, qui sont essentiellement des insecticides, et les biphényles polychlorés (PCB) aux nombreux usages industriels. Dès 1964, le DDT avait été détecté chez le phoque crabier et chez le

phoque de Weddell dans l'Antarctique, en assez faible concentration (Risebrough, 1979). Aucune partie des océans du monde n'est entièrement dépourvue de ces composés, bien qu'on ne retrouve que quelques zones où leur concentration est suffisamment forte pour avoir des effets graves sur les pinnipèdes. Aucune de ces zones ne se trouve en eaux canadiennes, bien que l'une d'elles, le Puget Sound, soit voisin de notre frontière. La fréquence des malformations congénitales et la mortalité chez le phoque commun de ce secteur, résultant peut-être d'une concentration élevée de DDT et de PCB (Risebrough, 1979), a été notée au chapitre 22 qui porte sur les effectifs du phoque commun.

Les autres secteurs où, selon toute évidence, des composés organochlorés ont contribué au déclin des populations de pinnipèdes ou à la mortalité d'individus sont la baie de San Francisco (phoque commun), le sud de la Californie (otarie de Californie), la mer Baltique (phoque annelé et gris), la côte des Pays-Bas et de la République fédérale allemande (phoque commun) et les îles Farallon (otarie de Steller) (Risebrough, 1979). Les effets se retrouvent surtout au niveau de l'appareil reproducteur : naissance prématurée de jeunes qui meurent invariablement, malformations congénitales et altérations de l'utérus. Les effets particuliers dépendent de l'espèce et de l'endroit. Le phénomène a été bien étudié chez les otaries de Californie dans le sud de cet État, mais cependant on ne sait pas encore exactement jusqu'à quel point et de quelle façon le DDT et les PCB contribuent au problème. Trois mécanismes ont été envisagés (Risebrough, 1979) :

- Des concentrations élevées de dérivés du DDT, avec ou sans apport de PCB, perturbent les mécanismes biochimiques de la gestation.
- Les dérivés du DDT, avec ou sans apport de PCB, affaiblissent la résistance des phoques à deux agents pathogènes qui causent des naissances prématurées.
- Les agents pathogènes seuls, sans le DDT ni les PCB, provoquent des naissances prématurées.

La situation est évidemment complexe et, s'il est à peu près certain que les composés organochlorés dépassant certaines concentrations critiques peuvent nuire gravement à la survie des populations de pinnipèdes, il reste beaucoup à découvrir au sujet des mécanismes en cause.

Des rapports récents ont été portés à l'attention de la Commission (Anonymes, 1985) qui indiquent que l'empoisonnement aux PCB, au DDT et au Mirex, autre insecticide organochloré, aurait peut-être causé la mort d'un certain nombre de bélugas dans le Saint-Laurent. On aurait trouvé de grandes quantités de ces produits dans les graisses et dans le lait du béluga (ces produits s'accumulent dans les tissus adipeux des animaux). On ne mentionne pas de phoques morts, mais le phénomène s'est produit près de l'embouchure du Saguenay que Sergeant (1973) classe parmi les zones d'alimentation des phoques du Groenland adultes. La Commission s'inquiète donc des effets potentiels des polluants de ce secteur sur la population de phoques du Groenland.

Effets indirects sur les phoques

Comme on l'a mentionné, il n'y a que quelques endroits où les composés organochlorés semblent affecter gravement les populations de phoques, et aucun de ces lieux ne se trouve au Canada. Heureusement, on a des raisons de croire que ce problème décroîtra à long terme. L'emploi du DDT a grandement diminué depuis les années 1960, c'est-à-dire depuis qu'on connaît mondialement le danger qu'il représente pour de nombreuses formes de vie. La synthèse du PCB a diminué rapidement depuis 1970 environ, mais il se pourrait que l'effet de ce produit sur l'environnement n'ait été réduit que beaucoup plus tard (Addison *et al.*, 1984). Ces auteurs ont comparé des concentrations de DDT et de PCB chez le phoque gris de l'île de Sable en 1974, 1976 et 1982 ainsi que chez le phoque du Groenland du golfe du Saint-Laurent en 1971 et 1982. Leurs résultats « montrent de façon convaincante que les concentrations d'insecticides de la famille du DDT ont diminué considérablement chez les phoques de l'est du Canada durant les années 1970, mais que les concentrations de PCB ont beaucoup moins diminué, peut-être pas du tout ». La différence notée entre les deux composés peut résulter en partie de la diminution plus rapide des concentrations de DDT dans l'environnement ces dernières années, et en partie d'une quelconque capacité qu'ont les phoques de dégrader et d'éliminer le DDT et les composés apparentés, mais non les PCB. Dans la mer de Béring cependant, Calambokidis et Peard (1985) ont observé que la concentration de DDT chez l'otarie aux îles Pribilof était à peu près la même en 1980 qu'en 1968 et 1969; les auteurs ne peuvent exclure la possibilité d'une certaine augmentation de cette concentration. Les PCB ont été dosés en 1980 mais non en 1969, ce qui empêche la comparaison. Les auteurs signalent que les concentrations de PCB et de DDE (principal dérivé du DDT) étaient bien inférieures à celles mesurées chez d'autres pinnipèdes présentant des dérèglements de l'appareil reproducteur.

Déchets de plastique

Depuis le début des années 1970, on se préoccupe de plus en plus des grandes quantités de débris de plastique de toute nature qui dérivent aujourd'hui dans les océans. On s'inquiète en particulier des effets nuisibles de ces débris sur de nombreuses espèces d'organismes marins, dont des poissons importants pour la pêche et des animaux qui ont la faveur du public comme les oiseaux de mer, les tortues et les mammifères marins menacés d'extinction. Les débris de plastique menacent aussi directement la vie humaine : des prises d'eau de navires ont été bloquées, des hélices, endommagées (Hammond, 1984), et des plongeurs se sont empêtrés dans des débris.

En conséquence, le gouvernement américain a organisé un colloque scientifique sur cette question à Honolulu en novembre 1984 (Anonyme, 1984). On y a considéré les quantités et les types de débris arrivant dans les océans, leur sort, leur effet sur les organismes marins et les actions que l'on pourrait entreprendre pour atténuer le problème. Des scientifiques de divers pays étaient présents. Ils se sont surtout intéressés au bassin du Pacifique, en particulier au Pacifique Nord, bien que des données provenant d'autres étendues marines aient aussi été

présentées. Le résumé qui suit est tiré en grande partie des documents présentés à ce colloque.

Quantité de déchets

La quantité de matière plastique qui aboutit dans l'océan chaque année est considérable : presque toute cette matière provient des opérations de pêche et des déchets rejetés à la mer par les navires marchands. Elle comprend aussi des granules de plastique qui peuvent être d'origine industrielle, mais ces granules sont beaucoup moins graves pour les phoques qu'elles ne le sont pour d'autres organismes marins, notamment les oiseaux.

On a récemment calculé qu'environ 145 000 morceaux de filet, grands et petits, sont perdus ou jetés chaque année dans la seule mer de Béring (Wallace, 1984). Ce chiffre ne paraît pas surprenant lorsqu'on le compare aux 15 000 milles de filets maillants (Wallace, 1984) tendus chaque jour dans le Pacifique Nord, et à une activité de pêche moyenne (à partir de grands chalutiers) de plus de 2 000 navires-mois par année dans la mer de Béring et le golfe d'Alaska (Low *et al.*, 1984). On a calculé par ailleurs que 350 millions de livres de matières sont jetées ou perdues annuellement par les navires de pêche dans le monde (Wallace, 1984). Aucune donnée ne semble disponible à l'heure actuelle sur la quantité de débris de plastique qui proviennent de la pêche dans l'autre zone océanique qui concerne directement le Canada, soit le nord-ouest de l'Atlantique; cependant, la Commission dispose de peu de données qui indiquent que les phoques de cette région sont affectés par les débris.

Le peu de données dont on dispose sur la quantité de déchets de plastique rejetés par les navires marchands donne à penser que pour l'ensemble de la planète, elle est probablement du même ordre que la quantité produite par les activités de pêche. Dans le Pacifique Nord cependant, elle serait vraisemblablement beaucoup moins considérable compte tenu de la répartition relative des deux activités. En outre, les types de déchets dans lesquels les phoques se prennent le plus souvent sont des débris de filets, des morceaux de lignes et des bandes d'emballage, les deux premiers provenant presque exclusivement des activités de pêche.

Il est vrai que les pinnipèdes s'empêtrent dans d'autres sortes d'objets, comme des emballages de boissons en boîte, qui peuvent venir de n'importe quel type de navire. Il est toutefois probable que les oiseaux de mer et certains autres animaux marins soient relativement plus vulnérables que les phoques aux débris qui ne proviennent pas des opérations de pêche.

Sort des déchets

Bien que ce soit parce qu'il n'est pas biodégradable que le plastique constitue un problème, il disparaît en fait graduellement et il n'y a pas lieu de craindre une accumulation continue de plastique dans les océans d'année en

année. Une bonne partie des déchets de plastique sont rejetés sur le rivage où ils se trouvent enfouis naturellement, ou bien ils sont ramassés par les humains. Si l'on pouvait réduire la quantité de déchets de plastique qui entrent dans la mer, la quantité de débris à la dérive et leurs effets nocifs devraient également diminuer. Sur l'île d'Amchitka dans les Aléoutiennes, par exemple, on a constaté, entre 1974 et 1982, une diminution de 37 % dans la masse de filets de chaluts qui venaient s'échouer sur le rivage, (Merrell, 1984), apparemment parce qu'il y a moins de bateaux de pêche au large de l'Alaska.

La quantité de débris qui échouent sur des sections particulières du littoral varie beaucoup d'un endroit à un autre, même dans des limites très restreintes, et dépend, apparemment, des courants locaux et de l'effet du vent et des vagues. En mer, il semble que les débris soient concentrés dans certains secteurs par l'action des courants marins.

Effets sur les pinnipèdes

Des données précises indiquent que les débris de plastique ont provoqué une mortalité importante chez les jeunes otaries des Pribilof de la mer de Béring. Ce phénomène a été envisagé en détail au chapitre 22.

Chez beaucoup d'autres populations de pinnipèdes, on a observé des cas d'animaux empêtrés dans des morceaux de filets et d'autres débris de plastique, mais aucune étude n'a été menée de façon à relier ce problème à la structure de la population et aux modifications de son abondance. Cependant, le professeur G. Stander (1985), directeur de l'Institut de recherche sur les pêches marines du Cap, en Afrique du Sud, a fourni à la Commission une intéressante série de données sur l'ours de mer du Cap. Celles-ci nous permettent de faire une comparaison entre la proportion d'animaux empêtrés qui ont été observés et le taux d'accroissement démographique des colonies de cette espèce le long de la côte sud-africaine. À première vue, le taux d'accroissement est généralement maximal là où la proportion d'animaux empêtrés est minimale et vice versa. Le test des rangs de Spearman n'indique pas de corrélation significative et, qui plus est, les données ne sont pas toutes sûres. Certains échantillons sur lesquels sont basés les taux d'empêchement sont petits, et la Commission a été avisée que de nouvelles études de modélisation pourraient changer les taux de croissance relatifs de certaines colonies. Il semble donc que ces données, sans contredire l'hypothèse d'une mortalité due à l'empêchement, ne l'étaient pas non plus.

On a observé que des otaries, des éléphants de mer boréaux et des phoques communs s'empêtraient dans des débris de filets et de lignes de pêche sur la côte ouest des États-Unis. La plus longue série d'observations que la Commission ait trouvée fait état d'un taux de 0,08 % d'animaux empêtrés parmi 13 000 otaries et 11 000 éléphants de mer boréaux de la côte du sud de la Californie (Stewart et Yochem, 1984). Ce taux est bien inférieur à ceux donnés pour les otaries à fourrure

de la mer de Béring, 0,4 % (Scordino, 1984), et reflète probablement l'activité de pêche qui est moins intense dans cette région.

Les autres espèces parmi lesquelles on a déjà trouvé des spécimens empêtrés sont le phoque moine d'Hawaii (Henderson, 1984), l'otarie à crinière au large de l'Argentine (Wallace, 1984), le phoque de Nouvelle-Zélande au large de la Nouvelle-Zélande (Cawthorn, 1984) et l'otarie de Steller au large de l'Alaska (Calkins, 1984).

Les pinnipèdes et les autres mammifères marins empêtrés peuvent apparemment mourir de trois façons au moins, selon les dimensions du fragment de filet. Les grands débris peuvent provoquer la noyade; les morceaux de taille intermédiaire, que les animaux traînent avec eux, peuvent provoquer la mort par épuisement et inanition; les petits fragments, s'ils encerclent l'animal, peuvent pénétrer les chairs, particulièrement chez un jeune en croissance, et infliger des blessures mortelles (Wallace, 1984). Beaucoup de données indiquent qu'un grand nombre d'animaux arrivent à se dégager des débris, parfois rapidement et sans conséquences fâcheuses. Ces données proviennent à la fois des animaux que l'on a pu suivre (Scordino, 1984), et des animaux portant les cicatrices d'un empêtrement antérieur.

Mesures d'atténuation

Bien que des indices portent à croire que des débris de plastique sont en diminution dans certains secteurs (Merrell, 1984), les effets de ces débris sur les pinnipèdes et les autres animaux marins sont si graves qu'il faut envisager des mesures plus spécifiques pour atténuer le problème. On pourrait, à long terme, tenter à la fois de réduire la quantité de déchets jetés et rechercher des changements technologiques permettant de réduire le danger qu'entraînent ces débris à la dérive.

Au colloque d'Honolulu, on a fait remarquer que si l'on voulait réduire la quantité de matière plastique rejetée, on aurait besoin non seulement d'une réglementation appropriée, mais également de campagnes d'éducation destinées à informer les équipages des navires marchands et des navires de pêche, de même que le grand public, des dégâts causés par cette pollution et de l'importance de prendre tous les moyens possibles pour la minimiser.

L'industrie de la pêche n'est pas seulement l'une des causes importantes du problème, elle est également touchée directement par ses conséquences. Elle devrait donc être associée étroitement aux mesures destinées à améliorer la situation.

La mesure la plus simple et la plus utile consisterait à réduire le rejet en mer des débris de plastique de tous genres, mais surtout des fragments de filets, des filets endommagés, des bandes d'emballage et des cordages en plastique. On a

également fait remarquer que le simple fait de couper les bandes d'emballage avant de les jeter pourrait sauver la vie d'un animal en empêchant qu'il ne se trouve encerclé.

La mise au point d'engins de pêche en matériaux biodégradables pourrait mettre un terme aux dangers que posent ces matériaux à la vie marine. Les progrès technologiques que cela suppose seront difficiles à réaliser sans que l'on impose des coûts additionnels à l'industrie. Les avantages d'une plus longue utilisation des filets grâce au recyclage mériteraient également d'être envisagés (Anonyme, 1984).

En outre, il faudrait faire beaucoup plus de recherches pour mettre sur pied des mesures pouvant contrer efficacement les effets des débris de plastique. Il faudrait en particulier :

- évaluer plus en détail les effets de cette pollution sur les pinnipèdes, les poissons, les oiseaux de mer et les tortues;
- déterminer les sources et la répartition des débris;
- déterminer ce qu'il advient de ces débris après leur arrivée dans la mer;
- mettre au point des méthodes d'identification de l'origine des débris trouvés dans la mer et sur les rivages.

Effets éventuels de la mise en valeur de l'Arctique

L'Arctique est, sans contredit, la partie du monde où les possibilités de mise en valeur menacent le plus les populations de pinnipèdes et les gens qui en dépendent. Le phoque annelé est l'espèce dont l'avenir est le plus préoccupant, à la fois à cause de son abondance et de son importance dans l'alimentation des Inuit, et parce que certaines caractéristiques de son comportement reproducteur le rendent particulièrement vulnérable.

Les aspects de la mise en valeur de l'Arctique qui risqueraient le plus de menacer les populations de phoques sont les mines à ciel ouvert, l'exploitation pétrolière et le transport maritime intense au milieu des glaces que ces activités engendrent. Certains effets de ces travaux de mise en valeur sur la chasse pratiquée par les Inuit et sur les disponibilités de phoques sont envisagés au chapitre 13. Le présent chapitre traite des effets directs sur les phoques eux-mêmes.

Le Bouclier laurentien s'étend dans l'Arctique jusqu'à l'île d'Ellesmere, et peut contenir du minerai de plomb, de zinc et de fer. Un certain nombre de terrains sont déjà sous bail, et l'on exploite des mines de plomb-zinc à l'île de Bathurst et dans le nord de l'île de Baffin. On prospecte des gisements de charbon dans le Haut-Arctique, surtout à l'île d'Ellesmere. Le transport maritime des approvisionnements et du minerai au milieu des glaces du détroit de Lancaster et de la baie de Baffin pourrait nuire aux phoques. En outre, toute contamination des eaux de

surface par les métaux lourds toxiques, que l'on retrouve souvent associés aux minerais de plomb-zinc, aboutirait inéluctablement dans la mer et pourrait nuire aux phoques par les pollutions déjà décrites dans ce chapitre.

L'exploitation pétrolière semble poser une menace directe relativement faible aux populations de pinnipèdes de l'Arctique. Cependant, la majeure partie du territoire qui fait actuellement l'objet d'exploration pétrolière et gazière se trouve assez près des territoires sur lesquels les Inuit chassent traditionnellement le phoque annelé (voir la figure 13.4, chapitre 13), et tout déversement important pourrait avoir un effet nuisible, même s'il est temporaire, sur les effectifs des pinnipèdes.

Le transport maritime occasionné par la mise en valeur pétrolière ou minérale pourrait menacer plus gravement les pinnipèdes que les déversements. Les brise-glace peuvent écraser des phoques annelés dans leur repaire de mise bas sous la neige et modifier l'habitat en provoquant des déplacements de glace considérables (Boles *et al.*, 1983; Mansfield 1983). La pleine mise en valeur du champ de Sverdrup pourrait nécessiter une flotte de plus de 50 pétroliers qui passeraient dans le détroit de Lancaster au rythme d'un aux 5 à 10 heures, selon la saison (Mansfield, 1983). Si l'on se fie à l'évaluation de la densité des repaires dans la glace relativement stable du large (Alliston et MacLaren, 1981; Finley, 1978) et si l'on considère le fait que le phoque annelé s'installe rapidement dans le sillage des brise-glace, des milliers de repaires pourraient être écrasés chaque année. Le petit du phoque annelé qui se trouve dans ces repaires se trouverait alors particulièrement vulnérable.

Le bruit des moteurs serait presque continu dans le cas d'une flotte de 50 navires en opération. Il pourrait couvrir les vocalisations des phoques et réduire les distances auxquelles ils peuvent communiquer (Mansfield, 1983; Terhune *et al.*, 1979; Terhune et Ronald, 1975). Le phoque annelé ne semble pas se disperser au passage des brise-glace parce que sa mobilité est extrêmement limitée en hiver (Alliston, 1980; 1981), mais il peut finir par abandonner les endroits qui sont continuellement bruyants (Freeman, 1976, Mansfield, 1980; 1983; Boles *et al.*, 1983; Smith et Hammill, 1981; Association des Inuit du Labrador, 1985).

Les effets éventuels sur les pinnipèdes de toute forme d'exploitation dans l'Arctique, en particulier si elle fait appel à un transport maritime considérable au milieu des glaces, semblent suffisamment graves pour que l'on doive les examiner avec précaution avant de prendre une décision autorisant la mise en valeur de l'Arctique.

Dans la région de l'Atlantique, les effets éventuels de l'exploration et de l'exploitation de pétrole et de gaz au large des côtes ne semblent pas aussi préoccupants, parce qu'il s'agit de phoques à pelage. Comme nous l'avons déjà mentionné, la présence de pétrole sur le pelage de ces espèces ne met pas leur vie en danger. En outre, les espèces que l'on trouve dans cette région n'entretiennent pas de trous de respiration dans la glace; les effets éventuels de la circulation des brise-glace et de la contamination par le pétrole ne se posent donc pas.

Conclusions

1. Il se peut qu'une réduction de l'abondance des poissons due à la pêche commerciale ait un effet négatif sur les populations de pinnipèdes dans certaines situations, mais aucun cas de ce genre n'a été clairement identifié ni pour les pinnipèdes, ni pour les autres mammifères marins.
2. Quand la pêche commerciale vise des poissons qui s'attaquent directement aux pinnipèdes ou qui se nourrissent de poissons plus petits que consomment les pinnipèdes, la pêche peut en fait être bénéfique aux populations de pinnipèdes.
3. Certains pinnipèdes meurent empêtrés dans les engins de pêche, soit par accident, soit en tentant d'y prendre des poissons. Au Canada, il n'existe aucune évaluation du nombre de pinnipèdes qui meurent de cette façon, mais le peu de données dont on dispose portent à croire que ce nombre est petit en comparaison de certains abattages commerciaux du passé (phoque du Groenland) ou du taux d'accroissement naturel certaines populations (phoque du Groenland et phoque gris).
4. Rien n'indique qu'une pollution sonore comme celle produite par les moteurs des navires ou par les sondages sismiques ait, à l'heure actuelle, des effets continuels ou étendus sur les populations canadiennes de pinnipèdes. Cependant, s'il se développe une navigation à grande échelle dans l'Arctique, il se peut que le bruit éloigne les pinnipèdes des secteurs fréquentés par les navires.
5. La pollution radioactive ne semble pas constituer une menace sérieuse pour les populations canadiennes de pinnipèdes.
6. Tout le mercure que l'on trouve en forte concentration chez les pinnipèdes est d'origine naturelle, et aucun autre métal lourd n'a eu d'effet nuisible chez ces espèces dans des conditions naturelles.
7. Le principal danger d'un déversement important de pétrole dans un territoire habité par des pinnipèdes concernerait l'otarie des Pribilof qui perdrait son isolation thermique si son pelage était emmazouté. Tous les autres phoques canadiens, qui dépendent surtout de leur couche de graisse pour se protéger du froid, semblent beaucoup moins vulnérables à ce danger. Cependant, les phoques annelés pourraient devenir vulnérables si du pétrole venait à s'accumuler dans leurs trous de respiration.
8. Les composés organochlorés, notamment le DDT et ses dérivés et les BCP, semblent avoir eu des effets considérables sur les populations de pinnipèdes de certaines régions telles que le sud de la mer du Nord, le sud de la Californie et le Puget Sound. Aucun effet significatif n'a été observé chez les pinnipèdes des eaux canadiennes, bien que des composés organochlorés semblent avoir tué des bélugas dans une zone de l'estuaire du Saint-Laurent où se nourrissent

des phoques du Groenland. Il semble à l'heure actuelle que la concentration de DDT diminue dans certains secteurs, mais la situation relative au PCB est moins claire.

9. Les débris de plastique à la dérive dans les océans, en particulier les filets ou fragments de filets de pêche perdus ou jetés, provoquent la mort de nombreux pinnipèdes, aussi que celle d'autres mammifères et d'oiseaux marins. L'espèce la plus touchée à l'heure actuelle serait l'otarie des Pribilof et cette pollution serait vraisemblablement la principale cause de son déclin depuis les années 1960. Une intervention rigoureuse est nécessaire pour tenter de pallier ce problème.
10. La mise en valeur de l'Arctique, par l'exploitation de mines à ciel ouvert, l'exploitation et l'exploration de pétrole et de gaz ainsi que le transport maritime au milieu des glaces que ces activités supposent, pourrait avoir de graves effets sur les pinnipèdes.

Recommandations

1. Le gouvernement canadien devrait, tant par des efforts sur le plan intérieur que sur le plan international, réduire la quantité de filets et autres objets de plastique qui sont jetés en mer. Il devrait également cautionner des études dont le but serait d'apporter des modifications aux engins de pêche, pour réduire le danger qu'entraînent les filets perdus pour les phoques et les autres formes de vie marine.
2. Le gouvernement canadien ne devrait permettre la mise en valeur d'aucune partie de l'Arctique sans qu'une investigation rigoureuse n'ait été effectuée et que ne soient clairement énoncés les effets écologiques éventuels sur les phoques et les collectivités qui pratiquent la chasse au phoque.

Références

- Addison, R.F., P.F. Brodie et M.E. Zinck. 1984. DDT has declined more than PCBs in eastern Canadian seals during the 1970s. *Environ. Sci. Technol.* 18:935-937.
- Alliston, W.G. 1980. The distribution of ringed seals in relation to winter icebreaking activities near McKinley Bay, T.N.-O., janvier-juin 1980. Rapp. de LGL Ltd. (Toronto) à Dome Petroleum Ltd., Calgary.
- Alliston, W.G. 1981. The distribution of ringed seals in relation to winter icebreaking activities in Lake Melville, Labrador. Rapp. de LGL Ltd. (Toronto) pour le compte du projet pilote Arctique, Calgary.
- Alliston, W.G. et M.A. McLaren, 1981. The distribution and abundance of ringed seals in western Coronation Gulf, Prince Albert Sound and Minto Inlet, T.N.-O., juin 1980. Rapp. de LGL Ltd. (Toronto) au Plar Gas Project.

Effets indirects sur les phoques

- Anonyme, 1984. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 novembre 1984. Rapp. sommaire.
- Anonyme, 1985. Saving beluga whales next Greenpeace goal. *Globe and Mail*, 20 September 1985, p. 4.
- Association des Inuit du Labrador. 1985. Mémoire à la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. St. John's.
- Bakkala R.G., V.G. Wespestad et J.J. Traynor. 1984. Pollock. In R.G. Bakkala et L.L. Low (ed.) Condition of groundfish resources of the eastern Bering Sea and Aleutian Islands region in 1984. Northwest and Alaska Fish. Center, Natl. Mar. Fish. Serv., NOAA.
- Barker, A. 1985. Témoignage devant la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Au nom de la Bonavista South Development Corp. St. John's, 23 mai 1985, vol. 3, p. 561–576.
- Beverton, R.J.H. 1985. Analysis of marine mammal fisheries interaction, p. 3–33. In J. Beddington, R.J.H. Beverton et D.M. Lavigne (ed.) Marine mammals and fisheries. George Allen and Unwin, London.
- Bjørge, A., I. Christensen et T. Øritsland. 1981. Current problems and research related to interactions between marine mammals and fisheries in Norwegian coastal and adjacent waters. ICES CM 1981/N:18.
- Boles, B., L. Jackson et M.A. Mackey. 1983. Breaking the ice: seal and seal harvesting patterns and benefits in relation to navigational ice breaking in Lake Melville, Labrador. Rapp. de Labrador Inst. North. Studies. Université Memorial de Terre-Neuve pour le ministère du Développement (Terre-Neuve) et le ministère de l'expansion économique régionale (Canada).
- Bonner, W.N. 1982. Seals and man: a study of interactions. University of Washington Press. Seattle.
- Bowen, W.D. 1985. Harp seal feeding and interactions with commercial fisheries in the northwest Atlantic, p. 135–152. In J. Beddington, R.J.H. Beverton et D.M. Lavigne (ed.) Marine mammals and fisheries. George Allen and Unwin, London.
- Brodie P. et B. Beck. 1983. Predation by sharks on the grey seal (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. *J. can. des sci. halient. et équat.* 40:267–271.
- Calambokidis, J. et J. Peard. 1985. Chlorinated hydrocarbons in tissues of northern fur seals from St. Paul Island, Alaska. Fur seal investigations, 1982. NOAA Tech. Mem. NMFS-F/NWC-71.
- Calkins, D.G. 1984. Steller sea lion entanglement in marine debris. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 November 1984. FIMD/84/WP-II/4.
- Cawthorn, M.W. 1984. Entanglement in, and ingestion of, plastic litter by marine mammals, sharks, and turtles in New Zealand waters. Workshop on the fate and impact of marine debris. Honolulu. 26–29 November 1984. FIMD/84/WP-II/7.
- Cooke, J.G., A.W. Trites et P.A. Larkin. A review of the population dynamics of the northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*). Rapp. technique 1, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Déposé à la bibliothèque du ministère des Pêches et Océans, Ottawa.
- DeMaster, D.P., D.J. Miller, D. Goodman, R.L. Delong et B.S. Stewart. 1982. Assessment of California sea lion fishery interactions, p. 253–264. In Trans. 47th N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.
- Engelhardt, F.R. 1983. Petroleum effects on marine mammals. *Aquat. Toxicol.* 4:199–217.

Effets indirects sur les phoques

- Farmer, P. et A. Billard. 1985. Gear damage in the Nova Scotia inshore fishery. Rapp. can. destiné à l'industrie, serv. des sciences halieutiques et aquatiques. 156.
- Finley, K.J. 1978. Behaviour and density of ringed seals *Phoca hispida* during haul-out in the high Arctic, June 1977. Rapp. de LGL Ltd. (Toronto) au Polar Gas Project.
- Fowler, C.W. 1982. Interactions of northern fur seals and commercial fisheries, p. 278–292. *In* Trans. 47th N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.
- Fowler C.W. 1985. Status review: northern fur seals (*C. ursinus*) of the Pribilof Islands, Alaska. Background paper 28 Ann. Meet. St. Sci. Comm. of North Pacific Fur Seal Commission.
- Freeman, M.M.R. (ed.) 1976. Inuit land use and occupancy study. Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.
- Fukuhara, F.M. 1974. Estimated mortality of seabirds, fur seal and porpoise in Japanese salmon drift net fisheries and sea lions in the eastern Bering Sea trawl fishery. NOAA/NMFS, Seattle.
- Gentry, R.L., J.H. Johnson et J. Holt. 1976. Observations non publiées, citées dans: Fur seal investigations, 1976. Northwest Fisheries Center Processed Report. National Marine Fisheries Service, Seattle.
- Geraci, J.R. et T.G. Smith. 1976. Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. *J. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada*. 33:1976–1984.
- Hammond, C. 1984. Derelict gill net reported to National Marine Fisheries Service, Alaska Region in 1983. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 November 1984. FIMD/84/BP/7.
- Harwood, J. 1983. Interactions between marine mammals and fisheries. *Adv. Applied Biol.* 8:189–214.
- Hempel, G. (ed.) 1978. North Sea fish stocks and their changes. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172.
- Henderson, J.R. 1984. A review of Hawaiian monk seal entanglements in marine debris. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 November 1984. FIMD/84/WP-11/6.
- Hofman, R.J. et W.N. Bonner. 1985. Conservation and protection of marine mammals: past, present and future. *Mar. Mammal Sci.*, 1:109–127.
- Hyvarinen, H. et T. Sipila. 1984. Heavy metals and high pup mortality in the Saimaa ringed seal population in eastern Finland. *Mar. Poll. Bull.* 15:335–337.
- Lander, R.H. et H. Kajimura. 1982. Status of northern fur seals, p. 319–345. *In* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. *Mammals in the seas*, vol. II, Small cetaceans, seals, sirenians, and otters. OAA, Rome.
- Lavigne, D.M. 1982. Marine mammal-fishery interactions: a report from a IUCN workshop, p. 312–321. *In* Trans. 47th N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.
- Leggett, W.C., K.T. Frank et J.E. Carscadden. 1984. Meteorological and hydrographic regulation of year-class strength in capelin (*M. villosus*). *J. can. des sci. halieut. et aquat.* 41:1193–1201.
- Lien, J. 1985. Newfoundland Institute for Cold Ocean Science and Dept. of Psychology, Univ. Memorial de Terre-Neuve, St. John's. Lettre à C.E. Tull, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada, 23 mai 1985.
- Low, L.-L., R.E. Nelson et R.E. Narita. 1984. Trawl fisheries and net loss off Alaska. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 November 1984. FIMD/84/WP-1/3.

Effets indirects sur les phoques

- Mansfield, A.W. 1980. Impact of oil production on marine mammals. In C.R. Upton (ed.) Proceedings of the ninth environmental workshop. Arctic Institute of North America. Calgary.
- Mansfield, A.W. 1983. The effects of vessel traffic in the Arctic on marine mammals and recommendations for future research. Rapp. tech. can. des scienc. halieut. et aquat. 1186.
- Merrell, T.R. 1984. Fish nets and other plastic litter on Alaska beaches. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 November 1984. FIMD/84/WP-1/5.
- Northridge, S.P. 1984. World review of interactions between marine mammals and fisheries. OAA Fish. Pap. 251
- Risebrough, R.W. 1979. Pollutants in marine mammals: a literature review and recommendations for research. Final Report for Marine Mammal Commission Contract MM7AD035. Nat. Tech. Inf. Serv. Springfield, Virginia.
- Rompkey, Hon. W.R. 1985. Mémoire à la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Ottawa.
- Scordino, J. 1984. Studies on fur seal entanglement, 1981–84, St. Paul Island, Alaska. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 November 1984. In FIMD/84/WP-11/2.
- Sergeant D.E. 1973. Feeding, growth and productivity of northwest Atlantic harp seals (*P. groenlandicus*). J. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada. 30:17–29.
- Smith, T.G. et J.R. Geraci. 1975. The effect of contact and ingestion of crude oil on ringed seals of the Beaufort Sea. Beaufort Sea Project, Tech. Rep. 5. Can. Dept. Environ., Victoria.
- Smith, T.G. et M.O. Hammill. 1981. Ecology of the ringed seal, *Phoca hispida*, in its fast ice breeding habitat. Can. J. Zool. 59:966–981.
- Stander, G. 1985. Directeur du Sea Fisheries Research Institute, Cape Town, Afrique du Sud. Lettre à J.A. Gulland, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada, 29 mai 1985.
- Stewart, B.S. et P.K. Yochem. 1984. Entanglement of pinnipeds in net and line fragments and other plastic debris in the southern California Bight. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu, 26–29 November 1984. FIMD/84/WP-11/5.
- Swartzman, G.L. et R.T. Haar. 1983. Interactions between fur seal populations and fisheries in the Bering Sea. Fish. Bull. 81(1):121–132.
- Terhune, J.M. et K. Ronald. 1975. Underwater hearing sensitivity of two ringed seals (*Pusa hispida*). Can. J. Zool. 53:227–231.
- Terhune, J.M., R.E.A. Stewart et K. Ronald. 1979. Influence of vessel noise on underwater vocal activity of harp seals. Can. J. Zool. 57:1337–1338.
- Wageman, R. et D.C.G. Muir. 1984. Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters. Rapp. tech. can. scienc. halieut. aquat. 1279.
- Wallace, N. 1984. Debris entanglement in the marine environment: a review. Workshop on the fate and impact of marine debris, Honolulu. 26–29 November 1984. FIMD/84/WP-11/1.
- Warren, C.E. 1971. Biology and water pollution control. W.B. Saunders Co., Philadelphia.
- Wilderness Society of Newfoundland and Labrador. 1985. Mémoire à la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. St. John's.

PARTIE V

**Questions
d'ordre biologique**

PARTIE V b

**Impact des phoques
sur les pêches**

Table des matières

V b Impact des phoques sur les pêches

24.	Répercussion sur les stocks et les prises de poissons	249
	Introduction	249
	Que mangent les phoques?	252
	Le phoque du Groenland	252
	Le phoque à capuchon	255
	Le phoque commun	255
	Le phoque gris	258
	L'otarie des Pribilof	260
	L'otarie de Steller et l'otarie de Californie	261
	L'éléphant de mer boréal	263
	Le phoque barbu	263
	Le phoque annelé	263
	Quelle quantité de nourriture les pinnipèdes mangent-ils?	264
	Contenus stomacaux et vitesse de digestion	265
	Les phoques en captivité	266
	Besoins énergétiques	267
	Conversion de l'énergie en besoins alimentaires	270
	Quelle quantité de poissons commerciaux les pinnipèdes consomment-ils?	272
	Consommation totale de nourriture par espèce	272
	Composition du régime alimentaire par espèce	277
	Prédation, stocks et prises de poissons : comparaison	286
	Le capelan	286
	Le hareng atlantique	290
	Le hareng du Pacifique	291
	La crevette	291
	Le saumon	292
	Les espèces démersales	293
	Autres espèces pélagiques et semi-pélagiques	297
	Effets sur les stocks de poissons commerciaux et sur les prises	298
	Principes généraux	298
	Effets dus à la taille	304

Application des espèces particulières	307
Les facteurs influant sur les répercussions	312
Les autres répercussions sur les stocks de poissons	316
Analyse	318
Les répercussions existent-elles?	318
Quelle est l'ampleur des répercussions?	321
Effets de la modification du nombre de phoques	328
Ajustement aux profils de pêche	329
Résumé	330
Conclusions	334
Annexes	335
Références	338
25. Les dommages causés aux pêcheries	
Introduction	345
Nouvelle-Écosse	345
Nouveau-Brunswick	346
Île-du-Prince-Édouard	351
Québec	352
Terre-Neuve	353
Colombie-Britannique	353
Nord-est de l'Atlantique	354
Estimation des pertes totales	356
Comment réduire les dommages	358
Modification des engins	359
Dissuasion	359
Autres types d'engins	360
Réduction de l'abondance des phoques	361
Analyse	362
Conclusions	363
Recommandations	364

Références	365
26. La transmission des parasites	369
Introduction	369
Les parasites	370
Le cycle biologique	370
Les hôtes du parasite	373
Les mammifères hôtes	373
Les poissons hôtes	378
Spécificité par rapport à l'hôte	385
Rapport entre <i>P. decipiens</i>, poissons et phoques	385
Différences entre les espèces de phoques	388
Rapport entre l'abondance du phoque gris et le taux d'infestation	390
Dangers pour la santé de l'homme et aspects sociaux de l'infestation par des nématodes	393
Répercussions économiques de l'infestation par <i>P. decipiens</i>	393
Mirage et parage	394
Autres coûts	397
Coût total de <i>P. decipiens</i> pour l'industrie de la pêche	399
Moyens d'intervention	403
Réduction des populations de phoques	403
Intervention sur les oeufs, les larves ou les hôtes invertébrés	404
Intervention sur les petits poissons hôtes	405
Modification des méthodes de pêche	405
Modification des méthodes de transformation du poisson	405
Analyse	406
Conclusions	410
Recommandations	412
Annexe	412
Références	417

Chapitre 24

Répercussion sur les stocks et les prises de poissons

... Il n'y a aucune raison de penser que le phoque du Groenland a entraîné de graves répercussions sur les stocks de poissons et, par là même, sur les prises; en fait, la concurrence que se livrent l'homme et le phoque du Groenland pour les poissons est limitée (Hughes, 1985).

Il est évident que la population de phoques augmente... et que les phoques doivent manger. Ils consomment beaucoup de poisson. Ils ne mangent pas de bleuets ni ce que la terre peut offrir : ils mangent du poisson (Chapman, 1985).

Introduction

Les responsabilités de la Commission Royale à ce chapitre découlent des articles 5(d) et 5(e) de son mandat. Ces articles sont les suivants :

- *la Commission doit examiner les interactions des phoques avec les populations de poisson exploitées commercialement, en ce qui a trait à l'approvisionnement en nourriture et à la transmission de parasites;*
- *la Commission doit examiner les interactions des populations de phoques avec les pêches commerciales, notamment la concurrence entre les phoques et les pêcheurs relativement aux stocks de poissons, l'interférence dans les activités de pêche et les dommages causés aux engins et aux prises, de même que les effets de la transmission des parasites sur la qualité des prises de poissons ainsi que les coûts connexes. (Les italiques sont de nous.)*

La grande préoccupation de la Commission à ce sujet porte sur les répercussions de la prédation par les phoques sur les stocks de poisson exploités commercialement. Le terme « poisson » désigne également ici les invertébrés, comme les crevettes, qui ont une grande importance commerciale; ce terme sera utilisé dans ce sens dans le reste du chapitre. En second lieu viennent les effets de la prédation par les phoques sur les espèces qui entrent en interaction avec les espèces d'importance commerciale. Ces effets sont secondaires en ce sens qu'il s'agit d'effets indirects des phoques sur les stocks commerciaux, ce qui ne veut pas dire pour autant que leur ampleur et, par conséquent, leur importance pratique, sont nécessairement moindres que celles des effets directs. Nous ne possédons pas encore suffisamment d'informations scientifiques, que ce soit sous forme de modèles

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

reliant les stocks de poissons commerciaux aux autres animaux dans leur environnement, ou sous forme de données utilisables pour ces modèles, pour évaluer les effets secondaires en termes quantitatifs, bien qu'il soit probablement possible d'en dégager certaines tendances. Ce chapitre portera donc principalement sur les effets directs des phoques sur les stocks de poissons et cherchera à trouver des réponses aux questions suivantes :

- *Que mangent les phoques?*

Toutes les espèces de phoques se nourrissent exclusivement d'animaux, poissons et invertébrés, bien que les principaux aliments varient d'une espèce à l'autre. Ce chapitre cherche à établir la proportion qu'occupe chacune des espèces de proies importantes dans le régime de chaque espèce de phoque, la mesure dans laquelle cette proportion varie selon les saisons et selon les emplacements quand les phoques entreprennent leurs migrations annuelles, et la mesure dans laquelle cette proportion varie selon l'âge du phoque.

- *Quelle quantité de nourriture le phoque consomme-t-il?*

La grande question est de savoir de quelle quantité de nourriture le phoque a besoin pour croître, se nourrir, migrer et poursuivre ses autres activités. Les femelles ont besoin de quantités importantes de nourriture supplémentaire pour assurer le développement de leurs petits et produire du lait pendant l'allaitement; les mâles ont également des besoins énergétiques accrus pendant la saison de reproduction. Il faut également déterminer dans quelle mesure la quantité de nourriture consommée varie selon les saisons, les emplacements et le stade de croissance de l'animal. En combinant ces renseignements sur les besoins alimentaires des phoques et les informations sur la taille, la composition et les déplacements de la population dans son ensemble, on obtient une estimation de la consommation alimentaire totale des populations de phoques pour lesquelles on dispose de telles données.

- *Quelle quantité de poissons commerciaux le phoque consomme-t-il?*

On peut répondre à cette question en combinant les réponses aux deux premières. Si, par exemple, une population de phoque donnée consomme disons 10 000 tonnes (t) de nourriture par année et que la moitié de son alimentation consiste toujours en harengs, on peut en conclure qu'elle consomme 5 000 t de hareng par année. Malheureusement, en pratique, il n'est pas toujours aussi simple de répondre à cette question. Bien qu'il y ait certaines variations dans la quantité de nourriture consommée par chaque phoque, cela n'est rien à côté de la variabilité de la composition des espèces qui composent son régime alimentaire. Cette variabilité dépend avant tout du type de nourriture disponible, qui peut changer considérablement selon la saison et d'une région à une autre. Pour évaluer la quantité d'une espèce quelconque de poisson ou d'invertébré consommée par une certaine population de phoques, les données doivent être subdivisées aussi finement que possible afin de tenir compte de la quantité et de la composition de nourriture consommée selon des segments particuliers de la population à un

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

moment donné. Malheureusement, les données que nous possédons à l'heure actuelle sont à la fois lacunaires de nature et, même pour les espèces les plus étudiées, à peine suffisantes en termes quantitatifs; pour certaines espèces, il n'existe pratiquement aucune donnée.

- *Quels sont les effets de la prédation par les phoques sur les stocks de poissons commerciaux?*
- *Comment ces effets influent-ils sur les prises commerciales?*

Ces deux questions sont si intimement liées qu'elles doivent presque toujours être considérées en même temps. La taille et la structure d'une population de poissons (la proportion d'animaux de différents âges et des deux sexes) dépendent du nombre de jeunes produits par les reproducteurs de la génération précédente et du rythme auquel les poissons meurent pour toutes sortes de raisons dont la pêche, la prédation par les phoques et autres prédateurs (oiseaux, requins, etc.), la maladie et l'âge. Lorsque le nombre de poissons consommés par les phoques diminue, disons à cause d'une réduction du nombre de phoques, la population moyenne de poissons n'augmente pas proportionnellement au nombre de poissons « sauvés ». Tous les poissons ainsi sauvés ne seront pas non plus par la suite capturés par les pêcheurs; ils vont mourir peu à peu et les causes de leur mort seront réparties parmi les autres causes possibles. Les effets de cette situation sur les prises commerciales dépendront en partie de la synchronisation relative des activités des pêcheurs et des phoques. Si, par exemple, les phoques prennent tous leurs poissons en une courte période juste avant une expédition de pêche intensive, comme la pêche du saumon au filet maillant, les pêcheurs pourront capturer la plupart des poissons qui ont échappé aux phoques. Si, par contre, les phoques prennent des poissons plus gros que ceux qui sont capturés par les pêcheurs commerciaux, il ne sert pratiquement à rien de les en empêcher puisque les pêcheurs n'en souffriront pas. La mesure dans laquelle on peut déceler en pratique un effet quelconque de la prédation par les phoques sur les prises commerciales est également influencée par les variations naturelles de la population des espèces proies. Chez certaines espèces de poissons, comme le capelan, le nombre de jeunes varie considérablement d'une année à l'autre, ce qui peut masquer tout effet sur les prises résultant de changements dans le nombre de poissons consommés par les phoques.

Une question étroitement reliée aux précédentes concerne les effets d'une diminution des stocks de poissons, attribuable à la pêche commerciale, sur le bien-être et l'abondance des populations de phoques. Cette question est abordée aux chapitres 21, 22 et 23, qui portent sur les populations de phoques et sur les effets des activités humaines sur ces populations. Toutefois, les informations de base nécessaires sur le régime alimentaire des phoques et la dynamique des populations de poissons et de phoques demeurent les mêmes, et il ne faut jamais oublier que les interactions fonctionnent dans les deux sens.

Une fois que l'on a répondu à ces questions d'ordre technique et biologique, il faut aborder les questions d'ordre politique qui sont la raison même de l'intérêt

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

que la Commission porte à ce sujet : le nombre de phoques doit-il être réduit par un abattage sélectif, par exemple, pour favoriser la pêche commerciale? Cette question est abordée au chapitre 29 qui tient compte également d'autres facteurs tels que la transmission des parasites, l'endommagement des engins de pêche, les coûts d'un abattage sélectif et l'attitude du public face à une telle chasse, aspects qui ne seront pas abordés directement ici. Les réponses que nous donnerons ici à la dernière question de la liste ci-dessus ont trait principalement aux répercussions de la consommation globale de poisson par les phoques sur les prises commerciales et peuvent être exprimées, en divisant les chiffres par le nombre estimatif de phoques, sous forme de répercussion moyenne par phoque. Les données quantitatives les plus significatives, en terme de politique de gestion, sont toutefois celles qui portent sur les répercussions marginales, c'est-à-dire sur les changements qui résulteraient dans les pêches commerciales d'un changement mineur donné du nombre de phoques. Comme nous l'avons analysé au chapitre 29, cela ne correspond pas nécessairement à la répercussion moyenne, mais les calculs des répercussions moyennes totales constituent une étape essentielle dans le processus d'estimation des répercussions marginales.

Que mangent les phoques?

Les biologistes qui ont étudié les phoques s'entendent généralement pour dire que ces animaux sont euryphages, c'est-à-dire qu'ils se nourrissent principalement des animaux, quels qu'ils soient, qui sont les plus nombreux dans l'endroit où ils se trouvent et au moment où ils s'y trouvent. Leur nourriture consiste donc principalement en poissons, petits et moyens, crevettes et autres crustacés pélagiques, ainsi qu'en calmars. Seul le phoque barbu semble se nourrir surtout d'invertébrés benthiques.

La plupart des données existantes sur les habitudes alimentaires des phoques canadiens ont été étudiées en détails par Northridge (1986). Les sections suivantes résument certaines des informations publiées sur les habitudes alimentaires des diverses espèces de phoques. Les données existantes sur le phoque du Groenland, le phoque à capuchon, le phoque commun, le phoque gris et l'otarie à fourrure sont résumées dans des tableaux, par espèces.

Le phoque du Groenland

En plus des études de Northridge (1986), des comptes rendus exhaustifs de l'information existante sur la composition du régime alimentaire des phoques du Groenland ont été effectués par Bowen (1985), et Beddington et Williams (1979b). D'après ces études, les habitudes alimentaires du phoque du Groenland peuvent être résumées comme suit, selon les étapes de sa vie :

- Les petits (blanchons), nés au début de mars dans le golfe du Saint-Laurent et au nord-est de Terre-Neuve, se nourrissent de lait; ils muent et deviennent des brasseurs à l'âge d'environ trois semaines.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

- Les brasseurs jeûnent pendant une période de deux ou trois semaines, période pendant laquelle ils vivent de la graisse accumulée pendant qu'ils étaient, et commencent généralement à s'alimenter à la fin d'avril. Ils migrent ensuite vers le nord le long de la côte de Terre-Neuve, se nourrissant principalement de crevettes, notamment de l'espèce commerciale importante *Pandalus borealis* et de quantités moins importantes de poissons.
- En été, les brasseurs et les phoques n'ayant pas atteint la maturité (de un à cinq ans) vivent principalement au large de la côte ouest du Groenland. Ils se nourrissent de grandes quantités de petits crustacés et, dans une moindre mesure, de petits poissons, principalement de capelans. On note dans leur régime des variations régionales et saisonnières; certaines années, le saïda franc constitue une proportion importante du régime du phoque du Groenland. Proportionnellement, les phoques immatures peuvent prendre plus de capelans que les brasseurs.
- Le capelan semble l'aliment préféré pendant la migration printanière vers le nord et la migration automnale vers le sud le long de la côte du Labrador, mais le nombre d'observations qui étayaient cette hypothèse est extrêmement limité. Diverses autres espèces de poissons sont également consommées. Le saïda franc, que l'on ne doit pas confondre avec la morue franche, espèce commerciale importante, peut constituer une proportion particulièrement importante du régime alimentaire en automne.
- Dans le golfe du Saint-Laurent, les phoques jeunes et âgés se nourrissent principalement de capelans en hiver, mais également d'autres poissons et crustacés pélagiques, ainsi que de saïda franc à l'occasion. D'après certaines observations, les phoques se nourrissent également de harengs autour des Îles de la Madeleine au printemps (Fisher et Mackenzie, 1955; Myers, 1959). Northridge (1986) a cependant souligné que toutes ces conclusions ne sont basées que sur environ cinq petits échantillons de contenus d'estomac de phoques du Groenland, et qu'un seul échantillon prélevé dans un groupe de phoques qui se nourrissent tous d'une espèce particulière peut conduire à une surestimation de l'importance de l'espèce en question. Le tableau 24.1 résume les données publiées sur le contenu des estomacs de phoques du Groenland. Après examen, ces données ne permettent de tirer que quelques conclusions générales, qui sont les suivantes :
- Le capelan est l'un des principaux aliments du phoque du Groenland dans tout son habitat.
- Le hareng est un aliment important lorsque ses migrations coïncident avec celles des phoques du Groenland, comme cela est le cas près des Îles de la Madeleine au printemps.
- Les phoques du Groenland consomment de grandes quantités de crustacés, notamment les espèces commerciales de crevettes, autant dans le golfe du Saint-Laurent et que dans les eaux septentrionales.
- D'autres espèces commerciales de poissons, notamment des poissons plats, constituent une portion faible, mais non négligeable, du régime alimentaire des phoques dans le secteur méridional (en hiver) de leur habitat.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Toute tentative visant à déterminer quelle proportion du régime alimentaire des phoques du Groenland est constituée par certaines espèces ou groupes particuliers demeure incertaine et ne peut que donner un éventail de valeurs très large.

Tableau 24.1
Résumé des données sur l'alimentation du phoque du Groenland

Espèces	Nbre d'estomacs contenant des restes d'organismes	Nbre minimal d'échantillons	%
			d'occurrence
« Hiver » – Décembre à juin (un total de 1579 + « plusieurs » estomacs)			
Poissons plats (toutes espèces)	30,5	4	5,5
Plie grise	2,0	1	–
Plie canadienne	1,0	1	–
Morue	4,0	3	0,7
Sébaste	4,0	2	0,7
Capelan	205,5	15	37,0
Hareng	196,0	8	35,3
Lussion	1,5	1	–
Raie	1,0	1	–
Décapodes (esp. indét.)	64,0	7	11,5
<i>Pandalus</i> spp.	12,5 ^b	3	2,2
Euphausiacés	24,5	8	4,4
Calmar	2,5	2	–
Poulpe	0,5	1	–
Esp. non identifiée	27,0	2	4,8
Estomac vide	1 024,0	21	–
« Été » – Juillet à novembre (le nombre total d'estomacs est inconnu)			
Saïda imberbe	12+	6	c
Capelan	Souvent relevé	5	c
Mysidacés	9	5	c
Euphausiacés	5	2	c
Amphipodes	7	3	c

Source: Compilé par Northridge (1985) à partir des données de Dunbar (1949), Myers (1959), Fisher et Mackenzie (1955), Sergeant (1973), Sergeant (1976), et Stewart et Lavigne (1980, cités dans Bowen, 1981).

- a. Pour 555 échantillons prélevés en hiver, à l'exclusion des estomacs vides.
- b. Plus « plusieurs » estomacs.
- c. Non mesurable.

Le phoque à capuchon

Comparativement à nos connaissances sur le phoque du Groenland, on connaît peu de choses sur les habitudes alimentaires du phoque à capuchon vivant dans les eaux canadiennes. Le phoque à capuchon habite en général des eaux plus profondes et l'on pense qu'il plonge à de plus grandes profondeurs que le phoque du Groenland. D'après Sergeant (1979), son régime alimentaire est constitué de calmars, de sébastes, de flétans du Groenland, de capelans et de saïdas francs. Il se pourrait que les jeunes consomment de petits crustacés. D'autres données sont disponibles sur le Groenland, dont certaines sont résumées au tableau 24.2. Parmi les estomacs échantillonnés qui n'étaient pas vides, la grande majorité (87 %–100 %) contenaient du poisson; seule une très faible proportion contenait du calmar, des crevettes et d'autres crustacés. La plupart des poissons appartenaient à des espèces commerciales de grosse taille comme le flétan du Groenland, le sébaste, des gadidés (par exemple la morue) et le poisson-loup. On a trouvé du capelan dans environ 4 % des estomacs.

Le phoque commun

L'habitat du phoque commun est très vaste et couvre les eaux fraîches et tempérées de tous les océans de l'hémisphère nord et de l'est de l'Arctique canadien. Ce phoque ne migre généralement pas et vit en petites populations localisées se mêlant probablement très peu entre elles. Bonner (1979) affirme qu'il se nourrit de « poissons pélagiques, démersaux, anadromes et catadromes, de céphalopodes et de crustacés. Les gadidés, les clupéidés, les pleuronectidés et les salmonidés comptent parmi les espèces commerciales importantes consommées par ce phoque. »

Spalding (1964) a étudié le régime alimentaire des phoques communs de la côte ouest du Canada. Il a relevé une grande quantité d'espèces, surtout des poissons, dans les estomacs de cinquante phoques communs échantillonnés. Les espèces les plus fréquentes étaient le saumon, la pieuvre, le calmar, les clupéidés (hareng) et le sébaste. (Dans ce chapitre, le terme « saumon », lorsqu'il est question de la côte ouest du Canada, désigne le saumon rouge, rose, coho, quinnat et kéta, et parfois aussi la truite argentée.) Environ 54 % de la nourriture consistait en poissons commerciaux, notamment en harengs, en saumons, en eulakanes, en merlus, en merlus argentés, en poissons plats, en morues charbonnières et en morues-lingues. Le saumon et le hareng étaient les deux espèces commerciales les plus couramment relevées. On a trouvé du saumon dans l'estomac d'environ 23 % des phoques examinés et du hareng dans environ 11 %. Malheureusement, on ne sait pas s'il s'agit du pourcentage, en poids ou en volume, des divers aliments contenus dans les estomacs examinés ou des pourcentages se rapportant au nombre de phoques qui contenaient chaque proie. Ces chiffres surestiment probablement la quantité de saumon et sous-estiment la quantité de hareng, étant donné que 88 % des échantillons ont été prélevés entre juin et octobre, moment où le saumon

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Tableau 24.2
Contenu stomacal des phoques à capuchon capturés dans les eaux du Groenland, 1970-1978

Contenu stomacal	Sud du Groenland 1970-1978		Sud-est du Groenland 1970-1974		Nord-ouest du Groenland 1972-1978	
	Nbre	%	Nbre	%	Nbre	%
Poisson						
Flétan du Groenland	13	1,0	2	0,9	278	45,3
Poisson-loup	28	2,3	1	0,4	49	8,0
Sébaste	101	8,2	24	10,2	6	1,0
Capelan	58	4,7	1	0,4	26	4,2
Gadidés	131	10,6	1	0,4	15	2,4
Autres poissons	15	1,2	-	-	22	3,6
Esp. indéterminée	482	39,0	1	0,4	5	0,8
Total des poissons	828	67,0	30	12,7	401	65,3
Calmar	6	0,5	-	-	1	0,2
Crustacés						
Décapodes	14	1,1	-	-	4	0,6
Autres crustacés	2	0,2	-	-	55	9,0
Total des crustacés	16	1,3	-	-	59	9,6
Estomacs pleins	850	68,8	30	12,7	461	75,1
Estomacs vides	386	31,2	206	87,3	153	24,9
Total de toutes les données	1 236	100,0	236	100,0	614	100,0

Source: Kapel (1982).

retourne dans les fleuves. Les harengs sont surtout consommés par les phoques en hiver.

Boulva et McLaren (1979) ont étudié le contenu stomacal d'environ 600 phoques communs de l'Est du Canada. Dans la moitié de ceux qui contenaient des aliments, la proie la plus courante était le hareng (24 %), le calmar (21 %) et les poissons plats (14 %); 14 autres espèces de poissons, de crabes et de mollusques ont également été observées (tableau 24.3). Ces pourcentages sont donnés comme des pourcentages d'occurrences, mais il semble plutôt s'agir, d'après le texte, de pourcentages du nombre total de proies. Comme cela est le cas dans les études menées dans l'Ouest du Canada, la plupart des échantillons ont été prélevés en été

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Tableau 24.3
Résumé des données sur la nourriture consommée par le phoque commun de la côte de l'Atlantique

Espèces consommées	Fisher et Mackenzie (201 estomacs)		Boulva et McLaren (279 estomacs) ^a
	Nbre d'estomacs	% du volume	% d'occurrence
Éperlan	7	2	3,7
Alose	2	2	0,8
Gaspareau	5	7	6,8
Plie rouge	37	13	—
Plie lisse	3	trace	—
Poissons plats non identifiés	14	5	14,1
Famille de la morue	13	2	—
Morue	—	—	2,1
Aiglefin	10	2	1,8
Goberge	—	—	1,1
Merlu	28	8	6,0
Loquette	—	—	0,7
Poisson-loup	—	—	0,6
Lançon	—	—	2,9
Sébaste	4	1	1,9
Hémitriptère atlantique	—	—	0,6
Tanche-tautogue	—	—	0,9
Bar	—	—	0,4
Capelan	—	—	2,9
Hareng	64	37	24,2
Maquereau	—	—	3,6
Oeufs de sélaciens	—	—	0,8
Crabe	—	—	1,0
Crevettes	7	1	2,2
Coquillages	—	—	0,3
Calmar	82	7	20,6
Chair de poisson non identifiée (autre que hareng)	42	13	—
Estomac vide	87	—	—

Source: Fisher et Mackenzie (1955), Boulva et McLaren (1979).

a. Qui contenaient de la nourriture.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

et en automne. On ne connaît pas trop l'effet que pourrait avoir ce calendrier d'échantillonnage sur le rapport entre l'occurrence relative des diverses espèces de poissons dans les échantillons et la consommation totale. Boulva et McLaren ont inclut des données sur le contenu stomacal de 201 phoques de la côte de l'Atlantique recueillies auparavant par Fisher and MacKenzie (1955). Dans cet échantillon, les pourcentages en volume des aliments les plus fréquents étaient les suivants : hareng (37 %), plie rouge (13 %), merlu (8 %), gaspateau et calmar (7 % chacun).

Il est évident que le phoque commun est un euryphage : il modifie son régime alimentaire selon la période de l'année et l'endroit où il se trouve, en fonction de la disponibilité locale des espèces. Dans ces circonstances, il n'est guère possible de faire quelque généralisation utile que ce soit sur la part de son régime qui serait représentée par une espèce particulière. Cependant, il est clair que, dans la plupart des régions, son régime sera constitué de poissons pélagiques et démersaux (poissons de fond) communs, poissons qui intéressent également les pêcheurs commerciaux.

Le phoque gris

Le phoque gris se rencontre communément sur la côte ouest de l'Europe, ainsi que sur la côte est du Canada. Il a fait l'objet de nombreuses études en Europe à cause du tort qu'il est censé causer à la pêche au saumon. L'analyse la plus récente des données canadiennes sur le régime alimentaire du phoque gris est celle de Mansfield et Beck (1977), qui ont inclut dans leurs données le matériel utilisé par Fisher et MacKenzie (1955). Leur tabulation des résultats de l'examen de 446 estomacs dont 207 contenaient de la nourriture est reproduite au tableau 24.4. Ces données ne portent que sur la fréquence d'occurrence. Le nombre moyen d'espèces observées dans un estomac est d'environ 1,5; il semble donc que peu de phoques mangent plus d'une ou deux espèces proies en même temps. Ces données n'offrent aucun renseignement direct sur la quantité d'espèces diverses relevées dans les estomacs, bien que le nombre peu élevé d'espèces relevé par estomac puisse laisser croire à un rapport passablement étroit entre la fréquence d'occurrence et la quantité consommée, tout du moins dans le cas des proies les plus importantes. Au sujet de l'occurrence des plies dans le tableau, Mansfield et Beck (1977) notent que le terme inclut au moins sept espèces différentes; aucune des deux espèces les plus importantes du point de vue commercial, la plie canadienne et la plie grise, n'a été observée dans onze estomacs prélevés sur des animaux de la région des Îles de la Madeleine; l'espèce observée le plus fréquemment était la plie rouge, qui n'a que peu d'importance commerciale. Le nombre d'espèces consommées par le phoque gris est considérable, mais dans cet échantillon, cinq espèces de poisson (hareng, morue, plie, raie, maquereau) représentent plus de 50 % des espèces présentes. Les espèces marquées d'une astérisque sont celles qui ont une certaine importance commerciale et il est clair qu'elles constituent une très grande proportion de la nourriture consommée, du moins dans cet échantillon de phoques gris canadiens.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Tableau 24.4
Types d'aliments contenus dans 446 estomacs de phoques gris
échantillonnés sur la côte des provinces de l'Atlantique

Espèces	Nombre d'occurrences	Pourcentage d'occurrence
Poisson		
* Hareng, <i>Clupea harengus</i>	48	15,9
* Morue, <i>Gadus</i> sp.	35	11,6
* Plies, Pleuronectidae	30	9,9
* Raies, Rajidae	29	9,6
* Maquereau, <i>Scomber scombrus</i>	15	5,0
* Merlus, <i>Merluccius</i> sp. et <i>Urophycis</i> sp.	8	2,6
* Saumon, <i>Salmo salar</i>	5	1,7
* Éperlan, <i>Osmerus mordax</i>	4	1,3
* Alose, <i>Alosa sapidissima</i>	4	1,3
* Poules de mer, Cyclopteridae	4	1,3
Lançons, <i>Ammodytes</i> sp.	3	1,0
Oeufs de raie, Rajidae	3	1,0
Tanche-tautogue, <i>Tautogolabrus adspersus</i>	2	0,7
* Capelan, <i>Mallotus villosus</i>	2	0,7
Chabots, Cottidae	2	0,7
* Poissons-loups, <i>Anarhichas</i> sp.	2	0,7
* Oeufs de saumon, Salmonidae	1	0,3
* Aiglefin, <i>Melanogrammus aeglefinus</i>	1	0,3
* Goberge, <i>Pollachius virens</i>	1	0,3
Stichée, Stichaeidae	1	0,3
Aiguillat, Squalidae	1	0,3
Poissons non identifiés	43	14,2
Invertébrés		
* Calmars, esp. non identifiées	17	5,6
* Crevettes, esp. non identifiées	8	2,6
* Crabes, <i>Cancer</i> sp.	7	2,3
Gastéropodes	4	1,3
Bivalves, esp. non identifiées	3	1,0
Polychètes	3	1,0
Sipunculien	2	0,7
* Homard, <i>Homarus americanus</i>	1	0,3
Crabe araignée, Maiidae	1	0,3
* Moule, Mytilidae	1	0,3
Herbes, Algues	6	2,0
Boue, argile, pierres	5	1,7
Estomacs vides	239	

Source: Mansfield et Beck (1977).

* De valeur commerciale.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

On possède davantage de données sur l'alimentation du phoque gris de l'est de l'Atlantique. Le tableau 24.5 résume les résultats d'études effectuées sur l'alimentation du phoque gris dans quatre localités des îles Britanniques (SMRU, 1985) et en Islande (Hauksson, 1984).

Tableau 24.5
Composition en pourcentage des aliments du phoque gris dans l'est du Canada, dans quatre localités britanniques et en Islande

	Est du Canada	Donna Nook	Îles Farne	Île de May	Les Orcades	Islande
Esp. démersales ^a	49,8	63,9	65,0	82,2	18,8	66,1
Esp. pélagiques ^b	37,2	0,6	—	—	—	5,7
Lançon	1,0	28,7	32,9	14,9	80,4	5,4
Autres	13,0	6,8	2,0	2,9	0,8	22,8

Source: Mansfield et Beck (1977) pour le Canada, SMRU (1985) pour le Royaume-Uni et Hauksson (1984) pour l'Islande.

- a. Les principales espèces démersales des îles britanniques et de l'Islande sont la morue, les poissons plats, le merlan, la goberge et l'aiglefin.
- b. Les principales espèces pélagiques des îles britanniques et de l'Islande sont le hareng et le maquereau.

Ces données illustrent clairement deux points importants. Le premier est que, dans de nombreux cas, une grande proportion de l'alimentation du phoque gris consiste en espèces démersales exploitées commercialement. Cette proportion varie entre 19 % et 82 %; le chiffre le plus bas s'applique à une région où les lançons abondent; dans les quatre autres régions, la proportion se situe entre 64 % et 82 %. Le deuxième point que ces données mettent en évidence est la grande variabilité régionale de la composition du régime alimentaire. Les données canadiennes sont également résumées au tableau 24.5. Bien que la proportion totale constituée par des espèces commerciales importantes (démersales et pélagiques) soit de nouveau très grande (87 %), la proportion est encore plus élevée pour les espèces pélagiques que dans les données sur les phoques gris des eaux européennes (37 %).

L'otarie des Pribilof

Cette otarie vit exclusivement dans le nord de l'océan Pacifique et dans la mer de Béring. À cause de sa valeur commerciale et du fait que ses populations étaient gérées par la Commission de l'otarie du Pacifique Nord, on possède à son sujet de nombreuses données. Cette otarie se nourrit d'une grande variété de

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

poissons pélagiques et de calmars. Kajimura (1984) en a relevé 63 espèces dans des échantillons d'estomacs. Comme la plupart des pinnipèdes, l'otarie des Pribilof semble être euryphage et sa proie principale varie beaucoup selon son cycle biologique et selon la saison (Lander and Kajimura, 1982). De ses aires de reproduction dans la mer de Béring, l'otarie migre vers le sud et n'apparaît au large de la côte de la Colombie-Britannique qu'en hiver et au printemps (décembre-juin). Selon Spalding (1964), qui a étudié le contenu stomacal de plus de 2 000 otaries des Pribilof capturées dans les eaux de la Colombie-Britannique, le hareng est son principal aliment, constituant jusqu'à 50 % du contenu total des estomacs; le reste est constitué principalement de calmars (20 %). Le saumon représentait moins de 10 % du contenu stomacal.

Perez and Bigg (1985) ont examiné plus de 18 000 estomacs d'otaries à fourrure capturées en mer sur toute l'étendue de l'habitat de l'espèce. Comme Spalding, ils ont relevé que le hareng était leur aliment principal sur la côte de la Colombie-Britannique, représentant plus de 43 % en volume des contenus stomacaux évalués en fonction de la valeur calorifique. Le calmar et le saumon représentaient chacun environ 20 % en volume; la plus grande quantité de saumon a été relevée dans les pinnipèdes capturés au large. Un certain nombre d'espèces de poissons commerciaux, notamment la goberge, la morue du pacifique, le merlan et la morue charbonnière, ont été relevées en quantité moindres (jusqu'à 5 %). Le tableau 24.6 énumère les principales espèces relevées dans les estomacs des otaries à fourrure par Perez et Bigg (1985). Les espèces importantes de la côte de la Colombie-Britannique sont indiquées à l'aide d'un astérisque.

L'otarie de Steller et l'otarie de Californie

On trouve sur la côte ouest du Canada des otaries de Steller et des otaries de Californie. Le gros de la colonie d'otaries de Californie vit au sud de la côte ouest des États-Unis, mais environ 4 500 mâles fréquentent les eaux canadiennes, surtout en automne et en hiver; entre 5 000 et 6 000 otaries de Steller habitent le territoire canadien à longueur d'année.

Spalding (1964) a étudié le contenu stomacal de 393 otaries de Steller capturées au large de la côte de la Colombie-Britannique. Comme le phoque commun, les otaries se nourrissent principalement sur la côte et la gamme d'aliments relevés dans les estomacs des deux espèces est semblable. L'aliment principal de l'otarie de Steller semble être la pieuvre (20 %). Diverses espèces de poissons commerciaux représentaient un peu plus de 50 % des contenus stomacaux, dont le hareng (10 %), le saumon (6 %), le merlu et plusieurs autres espèces. Le pourcentage d'espèces commerciales consommées dépend de la disponibilité de celles-ci au moment et à l'endroit où se nourrissent les otaries. Sur un échantillon de vingt-neuf otaries de Steller, prélevé dans le Barkley Sound au sud de l'île de Vancouver, une aire de frai pour le hareng, seize avaient du hareng dans leur estomac. La faible proportion de saumon relevée par Spalding pourrait ne pas

Tableau 24.6
Composition des aliments relevés dans l'estomac d'otaries des Pribilof^a

Proie	Nombre d'occurrences comme seul aliment	Pourcentage
Lançon gourdeau	517	84,5
* Hareng du Pacifique	686	69,3
Goberge de l'Alaska	401	68,7
Épinoche à trois épines	65	68,4
Anchois du Pacifique	771	66,8
Capelan	708	66,7
Sébastes	210	61,8
* Salmonidés	228	50,2
Merlu du Pacifique	296	48,9
Alose savoureuse	32	47,1
* Elakane	50	44,2
Calmars onychoteuthidae	164	41,1
Maquereau d'Atka	54	39,7
Carangue symétrique	27	36,5
Poissons plats	23	32,5
* Morue charbonnière	40	30,8
* Calmar opale	83	26,3
Balaou japonais	86	26,0
Poissons myctophiformes	15	21,1
<i>Gonatopsis borealis</i> (encornet boréopacifique)	121	21,1
* <i>Berryteuthis magister</i> (encornet suçoïr)	98	20,2

Source: Perez et Bigg (1985, tableau 2).

a. Pourcentage du nombre total d'occurrences de chaque espèce proie importante (N>50) dans lequel l'aliment était l'unique aliment relevé dans l'estomac des otaries des Pribilof.

* Poisson de valeur commerciale dans les eaux de la Colombie-Britannique.

refléter la quantité de saumon consommée par les otaries, étant donné que très peu de ses échantillons ont été prélevés pendant la période des principales remontées de saumons dans les eaux côtières. Sur un échantillon de quatre otaries, prélevé en juillet et en août, au moment de la remontée des saumons, trois avaient mangé du saumon.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

M. A. Bigg (1985) a étudié la composition du régime alimentaire de l'otarie de Steller le long de la côte de la Colombie-Britannique, en automne et en hiver. Ses données ont été recueillies au moyen de l'examen des selles dans les échoueries. Environ 50 % de l'alimentation consiste en harengs, le reste étant réparti à peu près également entre l'aiguillat, le merlu, le saumon, l'eulakane et le calmar. D'autres espèces comme la goberge, les anchois, la raie et les sébastes étaient présentes en quantité moindre. Il y a toutefois des variations importantes entre la consommation d'un endroit à un autre et d'une saison à une l'autre, en fonction des déplacements des autres espèces proies, notamment le saumon et le hareng.

Les observations combinées de Spalding (été) et de Bigg (hiver) laissent croire que le hareng pourrait constituer environ 30 % du régime alimentaire des otaries de Steller.

M. A. Bigg croit également que les otaries de Californie qui fréquentent les eaux canadiennes se nourrissent essentiellement des mêmes aliments que les otaries de Steller en hiver.

L'éléphant de mer boréal

Le nombre d'éléphants de mer boréaux qui visitent la côte de la Colombie-Britannique est probablement trop peu élevé pour entraîner des répercussions sur les stocks de poissons commerciaux. Le Boeuf (1979) affirme que cet animal « se nourrit près des côtes et au large, jusqu'à des profondeurs de 100 brasses. . . parmi les espèces concernées, mentionnons les poissons démersaux et semi-pélagiques, les raies, les chimères, les petits requins, les calmars, les merlus du Pacifique ».

Le phoque barbu

Le phoque barbu est une espèce essentiellement arctique qui vit dans les eaux peu profondes près de la banquise côtière (Stirling et Archibald, 1979). Par conséquent, ses habitudes alimentaires n'ont aucune répercussion significative sur les pêcheries commerciales. Le phoque barbu se nourrit en eau peu profonde d'une grande variété d'aliments, dont des poissons démersaux et des invertébrés (Davis *et al.*, 1980).

Le phoque annelé

Le phoque annelé est une espèce encore plus essentiellement arctique que le phoque barbu étant donné qu'il entretient des trous de respiration dans la glace en hiver et n'a pas à se replier vers le sud avec la banquise côtière. Davis *et al.* (1980) ont recensé les données sur le régime alimentaire des phoques annelés et ont

observé une grande variété de poissons et d'invertébrés dans l'estomac de ces animaux. Ces auteurs citent Lawry *et al.* (1978) : « Il semble que les aliments consommés par les phoques annelés à un endroit et à une époque donnés consistent en l'espèce la plus abondante et la plus facile d'accès. » Comme aucune pêche commerciale importante ne se pratique dans l'aire de répartition de cet animal, celui-ci n'a aucune incidence appréciable sur les prises.

Les espèces de pinnipèdes les plus susceptibles d'entraîner suffisamment de répercussions sur les pêches commerciales pour que cela justifie une analyse plus détaillée dans ce chapitre sont le phoque du Groenland, le phoque à capuchon, le phoque commun, le phoque gris, l'otarie des Pribilof, l'otarie de Steller et l'otarie de Californie.

Quelle quantité de nourriture les pinnipèdes mangent-ils?

Bien que le type de nourriture soit fonction de l'espèce de pinnipède et du type de proie disponible selon l'endroit et l'époque de l'année, la quantité consommée dans une journée ne varie pas beaucoup. Le pinnipède, comme tous les autres animaux, a besoin de nourriture pour emmagasiner l'énergie nécessaire au fonctionnement de son organisme, pour croître et effectuer ses diverses activités telles que la nage, la pêche, et, dans le cas des femelles, la gestation et l'allaitement des petits. L'énergie nécessaire, fonction de la taille de l'animal, varie peu selon les espèces, ou même entre les pinnipèdes et les autres mammifères (Lavigne *et al.*, 1985). Toute différence pourrait probablement être attribuée à des différences de facteurs tels que l'activité sexuelle, la distance parcourue à la nage par les animaux et la température des eaux dans lesquelles ils vivent normalement. Des espèces comme l'otarie des Pribilof et le phoque du Groenland, qui entreprennent de longues migrations, peuvent dépenser plus d'énergie que des espèces sédentaires telles que les phoques communs. Les animaux qui vivent en eau froide, comme le phoque barbu et le phoque annelé, ou le phoque du Groenland et l'otarie du Pribilof à l'époque de leur migration vers le nord, peuvent avoir besoin de plus d'énergie pour maintenir leur température corporelle que les espèces habitant plus au sud telles que le phoque commun et le phoque gris. Les jeunes pinnipèdes de toutes les espèces sont encore en croissance rapide et ont besoin de plus d'énergie que les animaux plus âgés qui n'ont qu'à maintenir leur poids corporel stable. Les mâles reproducteurs (Anderson et Fedak, 1985) et les femelles gravides ou qui allaitent leur petit (Fedak et Anderson, 1982) ont besoin d'énergie supplémentaire par rapport à leurs besoins individuels normaux. Aucune des données analysées par la Commission ne laisse croire à l'existence d'autres différences dans la quantité d'aliments consommés par les diverses espèces de pinnipèdes, sauf celles qui sont attribuables à des différences de taille, comme nous l'analysons un peu plus loin dans ce chapitre. Nous rassemblons donc les données disponibles sur toutes les espèces pour établir une estimation de la quantité d'aliments consommée par les pinnipèdes de toute espèce.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

La quantité d'aliments que chaque pinnipède consomme dans une journée peut être évaluée de trois façons :

- en mesurant la quantité de nourriture contenue dans l'estomac des pinnipèdes au moment de la capture et en multipliant cette quantité par le nombre de « repas » consommés dans une journée;
- en établissant la quantité de nourriture nécessaire au maintien d'un phoque captif en santé;
- en évaluant expérimentalement la quantité d'énergie, mesurée en kilocalories (kcal), dont les pinnipèdes et autres mammifères ont besoin pour poursuivre leurs activités normales, et en déterminant la quantité de nourriture nécessaire pour produire cette énergie.

Chacune de ces approches nous permet d'obtenir des informations utiles et les résultats obtenus dans chaque cas sont raisonnablement cohérents.

Contenus stomacaux et vitesse de digestion

Boulva and McLaren (1979) ont établi le poids du contenu stomacal de 25 phoques communs de l'est du Canada. Malgré d'importantes variations individuelles, le contenu moyen représentait environ 4 % du poids corporel des petits phoques et 3 % de celui des phoques plus gros. Boulva et McLaren ont ajusté à leurs données l'équation de régression suivante :

$$\text{poids de nourriture} = 0,089 (\text{poids du phoque})^{0,76}.$$

L'unité de poids est le kilogramme. Comme leurs études montrent également que les pinnipèdes se nourrissent la nuit et se reposent habituellement sur les rives pendant la journée, les auteurs ont supposé que le contenu moyen de l'estomac des animaux abattus le matin était représentatif d'un repas quotidien. L'équation donnée ci-dessus a apparemment été obtenue en ajustant une régression fonctionnelle (Ricker, 1975) aux données observées. Le fait que la valeur de l'exposant (0,76) soit la même que celle couramment utilisée pour la relation entre les besoins de base en énergie métabolique et le poids corporel chez de nombreux mammifères semble être une coïncidence, bien que l'on ait pu effectivement s'attendre à des valeurs quelque peu similaires.

Sergeant (1973) fait état du plus grand pourcentage en poids de nourriture dans les contenus stomacaux d'un échantillon non spécifié de phoques du Groenland, soit 4,7 %, tant chez les adultes que chez les jeunes phoques. Il ne fournit aucune donnée sur la fréquence d'alimentation pendant la journée. Spalding (1964) fait état des poids maximaux en pourcentage des contenus stomacaux chez les phoques communs et les otaries des Pribilof, soit 11 % et 10 % respectivement; chez l'otarie de Steller, un animal beaucoup plus gros, le pourcentage maximal observé est de 2 %. La variabilité des données et les incertitudes sur le degré

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

d'exactitude avec lequel les contenus moyens des estomacs représentent la consommation alimentaire quotidienne rendent difficile une évaluation précise de la consommation quotidienne moyenne. Peu de données ont été publiées sur la variabilité des contenus stomacaux, mais l'écart quadratique moyen de la régression des données de Boulva et McLaren est d'environ 1,3 % du poids corporel. Les contenus moyens des estomacs sous-estiment aussi probablement la consommation quotidienne d'aliments, à moins que les animaux consomment toute leur nourriture en une courte période et soient abattus et examinés immédiatement après. Sinon, la nourriture déjà digérée ou la nourriture qui aurait été mangée plus tard dans le cycle quotidien n'est pas mesurée. Spalding (1964) a observé que les otaries des Pribilof et les otaries de Steller se nourrissaient presque entièrement la nuit, comme les phoques communs (Boulva et McLaren, 1979). Le rapport de Spalding n'établit toutefois pas clairement si les phoques communs de la côte ouest ont des habitudes semblables.

Les phoques en captivité

On possède un grand nombre de données sur la quantité de nourriture fournie aux pinnipèdes en captivité. Boulva et McLaren (1979) ont recueilli des informations auprès d'un certain nombre d'institutions où ces animaux sont gardés en captivité et ont noté que certains pinnipèdes captifs sont « de toute évidence suralimentés »; il est donc nécessaire de choisir des institutions où les animaux reçoivent juste assez de nourriture pour « satisfaire les besoins d'un pinnipède modérément actif ». À partir des données recueillies dans six institutions choisies selon ce critère, les chercheurs ont établi la ration quotidienne entre 2,6 % et 5,5 % du poids corporel pour les phoques communs, la moyenne se situant à 4,6 %. Si certains pinnipèdes recevaient moins que la quantité prévue par la formule de régression, l'ensemble des animaux en recevait en moyenne 25 % de plus. D'après Spalding (1964), Sheffer (1958) a évalué la ration alimentaire quotidienne à 6 % du poids corporel pour le phoque commun. Havinga (1933) a relevé que le contenu moyen de l'estomac d'un phoque commun adulte pesant environ 100 kilogrammes était d'environ 5 kilogrammes; ses expériences, effectuées à l'aide d'aliments marqués, ont indiqué que cette quantité représentait la consommation quotidienne. Il a également noté que ce rythme de consommation de 5 % du poids corporel par jour concordait avec les observations effectuées sur des animaux en captivité.

Nous possédons également certaines données sur d'autres espèces de pinnipèdes. Geraci (1972) a observé que les jeunes phoques du Groenland nourris avec du hareng consommaient de 6 % à 8 % de leur poids corporel par jour; Bonner (1982) cite Geraci (1975) selon qui le phoque du Groenland adulte consomme de 4 % à 7 % de son poids corporel par jour. Selon Spalding (1964), Sheffer (1958) a établi la consommation quotidienne d'aliments de l'otarie des Pribilof et de l'otarie de Steller à 7 % et 2 % respectivement. Ronald *et al.* (1984) citent le CIEM (ICES, 1981) qui établit les besoins quotidiens en nourriture des phoques gris à 3 %-5 % de leur poids corporel. Les otaries de Californie du zoo de Londres consomment entre

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

5 % et 10 % de leur poids corporel par jour, mais ces données incluent des jeunes animaux en croissance rapide (Gulland, 1986).

Ces résultats indiquent que la plupart des pinnipèdes en captivité peuvent demeurer en santé et actifs en se nourrissant selon un régime alimentaire d'environ 4 % à 6 % de leur poids corporel par jour. Ces données ne conviennent toutefois pas à l'analyse du rapport entre la ration quotidienne et la taille de l'animal. On ne sait pas si les pinnipèdes ayant servi à ces expériences avaient un taux de croissance normale ni s'ils avaient un taux d'activité similaire à celui d'un animal en liberté. Selon Bigg (1985), des otaries des Pribilof femelles gardées en captivité dans des bassins et nageant activement consommaient environ 6 % de leur poids corporel par jour. D'après lui, si les bassins sont assez grands pour leur permettre de nager suffisamment, les otaries semblent avoir environ le même taux d'activité que si elles étaient en liberté. Contrairement à ces données, Nightingale (communication personnelle à Bonner, 1982) a observé que des otaries des Pribilof en captivité dans de grands bassins avaient quotidiennement besoin de 26 % à 27 % de leur poids corporel en aliments pour maintenir une croissance corporelle normale. L'écart entre ces résultats et ceux d'autres observateurs semble très important, mais nous ne possédons aucune donnée qui nous permette de déterminer si ces animaux étaient suralimentés.

Besoins énergétiques

Il est difficile d'évaluer les besoins alimentaires des pinnipèdes à partir de leurs besoins énergétiques. Cette approche peut cependant présenter deux grands avantages. D'abord, elle devrait permettre de mieux comprendre les processus en jeu et de mieux déceler toute erreur fondamentale qui pourrait découler de la façon d'aborder le problème. Ensuite, étant donné la nature générale des processus, elle pourrait permettre d'utiliser les données obtenues lors d'études portant sur d'autres mammifères. Son grand inconvénient est de nécessiter généralement des observations détaillées, continues et à long terme, de la consommation alimentaire, des excréments, de l'activité et ainsi de suite, de pinnipèdes maintenus dans des conditions étroitement surveillées.

Lavigne *et al.* (1982, 1985) ont dépouillé les travaux portant sur la relation entre les besoins énergétiques des pinnipèdes et leur consommation de nourriture. D'après les données disponibles, il semble qu'environ 67 % à 75 % de l'énergie contenue dans la nourriture consommée par un pinnipède serve à son métabolisme basal, à ses diverses activités, à sa croissance et à sa reproduction. Le reste est éliminé dans les selles, dans l'urine et autres déchets, ainsi qu'en chaleur perdue. D'après les données, il semble que l'énergie nécessaire au métabolisme basal d'un pinnipède au repos se rapproche du résultat d'une formule appliquée aux mammifères en général par Kleiber (1975). Cette formule est la suivante :

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

où, si M est le métabolisme basal en kilocalories/jour et W , le poids du pinnipède en kilogrammes, K , une constante de croissance spécifique à l'espèce, et alors égale à 70. Lockyer (1985a) s'est servi d'une équation semblable avec le même multiplicateur et un exposant de 0,7325 pour les phoques gris. Cette équation signifie que la quantité de nourriture nécessaire augmente plus lentement que le poids de l'animal; si, par exemple, le poids double, les besoins en nourriture n'augmentent que de 1,69; si le poids quadruple (par exemple, de 50 kg à 200 kg), les besoins en nourriture augmentent de 2,87.

L'application de cette relation aux pinnipèdes vivant à l'état naturel pose certains problèmes du fait que ces derniers ont besoin d'énergie pour d'autres buts que le simple entretien de leur métabolisme basal; ils doivent en effet nager pour se nourrir et migrer, croître et se reproduire (Anderson et Fedak, 1985; Fedak et Anderson, 1982), et maintenir leur température. Par conséquent, si l'on veut utiliser l'équation de Kleiber pour évaluer les besoins en énergie des pinnipèdes en liberté, il faudra donner à K une valeur considérablement plus élevée que 70.

Lavigne *et al.* (1985) ont examiné les résultats d'expériences en laboratoire qui mesuraient les besoins énergétiques de pinnipèdes ne vivant pas dans des conditions restreintes ($K=70$). Ils ont découvert que beaucoup de ces observations correspondaient à des courbes de $K=140$. La plupart des animaux observés étaient actifs, et aucun n'était en période de croissance ou de reproduction.

Innes *et al.* (1985) ont examiné un grand nombre de données sur les besoins en énergie et en biomasse des pinnipèdes et autres mammifères marins et terrestres. Ils en ont conclu que « le rythme de l'alimentation des mammifères marins et terrestres ne différerait pas beaucoup lorsque les comparaisons étaient faites dans des conditions normalisées convenables ». Ils ont également observé que les estimations des besoins énergétiques quotidiens de nombreux animaux, y compris ceux des pinnipèdes, se situaient « dans la gamme prévue de 1,5 à 3 fois le métabolisme basal prévu pour les mammifères à l'aide de l'équation de Kleiber », c'est-à-dire $K=105-210$. Lockyer (1985a, 1985b) a étudié les données sur les besoins énergétiques des phoques du Groenland et des phoques gris (kcal/jour), compte tenu de leurs activités et de leur reproduction. Ces résultats peuvent être résumés comme suit :

	Phoque gris	Phoque du Groenland
Mâle reproducteur	19 000	11 000
Femelle reproductrice	14 000	10 000
Petits	5 500	4 000
Mâle à maturité	12 376	
Femelle à maturité	9 464	

Lavigne *et al.* (1982) se sont servis du modèle démographique de Benjaminsen et Lett (1976) pour calculer les besoins individuels moyens en énergie

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

(sans tenir compte de la croissance et de la reproduction) du troupeau de phoques du Groenland du nord-ouest de l'Atlantique. Ils ont obtenu une valeur de 6 050 kcal/phoque/jour.

Tableau 24.7
Estimations de la constante *K* dans l'équation de Kleiber

Espèces	Catégorie	Poids moyen approx. (kg)	Consommation quotidienne d'énergie (k/cal)	<i>K</i>	Source
Phoque du Groenland	Modèle de population	80	6 050	216	Lavigne <i>et al.</i> (1982)
Phoque du Groenland	Géniteur	135	11 000	264	Lockyer (1985b)
Phoque du Groenland	Génitrice	120	10 000	263	Lockyer (1985b)
Phoque du Groenland	Bébé	35	4 000	268	Lockyer (1985b)
Phoque gris	Population	135	5 860	141	Fedak et Hiby (1984)
Phoque gris	Géniteur	212	19 000	324	Lockyer (1985b)
Phoque gris	Génitrice	147	14 000	315	Lockyer (1985b)
Phoque gris	Bébé	50	5 500	281	Lockyer (1985b)
Phoque gris	Mâle adulte	212	12 376	211	Lockyer (1985b)
Phoque gris	Femelle adulte	147	9 464	213	Lockyer (1985b)
Otarie des Pribilof	Femelles adultes	35	—	375	Antonelis et Perez (1984)
Pinnipèdes en général	Métabolisme basal	—	—	70	Lavigne <i>et al.</i> (1982)
	Actif en captivité	—	—	140	Lavigne <i>et al.</i> (1985)
Mammifères en général	Besoins énergétiques quotidiens	—	—	105–210	Innes <i>et al.</i> (1985)

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Fedak et Hiby (1984) ont calculé les besoins énergétiques du troupeau de phoques gris du Royaume-Uni, en tenant compte des diverses activités, de la croissance et de la reproduction, et ont obtenu une moyenne de 5 860 kcal/phoque/jour. Ces chercheurs ont utilisé une fonction linéaire reliant les besoins en énergie par kilogramme de poids corporel et l'âge, plutôt qu'une équation de type Kleiber.

Ces estimations des besoins énergétiques quotidiens et du poids corporel approximatif des animaux ont été utilisées pour calculer les valeurs correspondantes de K données dans le tableau 24,7, parallèlement aux observations de Lavigne *et al.* sur le métabolisme basal. Ce tableau comprend également la valeur de K utilisée par Antonelis et Perez (1984) pour l'otarie des Pribilof femelle (valeur convertie à partir d'une valeur de M mesurée en mégajoules dans l'original).

Ces valeurs de K couvrent une vaste gamme (105–375, en excluant les valeurs établies exclusivement pour le métabolisme basal). Les différences proviennent non seulement du biais possible découlant de certaines techniques d'estimation, mais aussi des différences dans l'espèce, l'âge, le taux de croissance et les conditions de reproduction des animaux examinés. Une valeur représentative de K applicable au calcul d'une population de pinnipèdes dans son ensemble se situerait probablement dans la gamme de 200–300.

Certains chercheurs se sont également penchés sur la question de savoir si les besoins en énergie d'une population particulière pouvaient changer en fonction de sa densité, par le biais de facteurs tels que les effets sur le taux de croissance et l'âge à maturité. Il ne semble pas y avoir unanimité à l'heure actuelle sur la réalité de ces changements ni sur la direction dans laquelle ils s'opèrent (Brodie et Pâsche, 1982; Winters, 1975). Toutefois, tout effet de ce genre ne peut être que négligeable par rapport aux incertitudes qui existent encore dans l'estimation des besoins énergétiques de la population totale.

Conversion de l'énergie en besoins alimentaires

Pour calculer la quantité approximative de nourriture consommée, à partir d'estimations des besoins énergétiques, il faut obtenir des informations sur la teneur énergétique des proies. Les données sur les valeurs énergétiques ont été mises en tableau par Lavigne *et al.* (1982, tableau 3), McConnell *et al.* (1984, tableau 6.3), et Perez et Bigg (1985, tableau 3). Les valeurs en kcal/g de poids humide de chair varient de 2,0 à 2,2 pour les poissons gras comme le hareng, à environ 0,8 à 1,0 pour les poissons maigres comme la morue; les crevettes et les calmars ont tous deux des valeurs se situant environ entre 1,2 et 1,3. De nombreux poissons ont toutefois des valeurs énergétiques très fluctuantes selon leur cycle annuel. Parmi les facteurs qui influent sur la quantité d'énergie absorbée par le pinnipède à travers sa proie, figurent la quantité de matières immangeables (élevée chez les crevettes, par

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

exemple) et la taille de la proie (les pinnipèdes peuvent en effet avaler des petits poissons entiers, mais ne manger ni la tête ni d'autres parties de poissons plus gros).

En donnant une valeur au poids du pinnipède, à la teneur énergétique de la proie et à K dans l'équation de Kleiber, il est possible de calculer la consommation quotidienne de nourriture en pourcentage du poids corporel du pinnipède. Une gamme de résultats est présentée au tableau 24,8. Les pourcentages, particulièrement pour $K=200$ et 300 , concordent parfaitement avec les estimations basées sur l'observation directe.

Tableau 24.8
Consommation quotidienne de nourriture calculée en pourcentage
du poids corporel^a

Poids (kg)	Facteur de conversion en énergie (kcal/g)	K dans l'équation de Kleiber		
		100	200	300
100	0,8	3,9	7,9	11,9
	1,4	2,3	4,5	6,8
	2,0	1,6	3,2	4,7
200	0,8	3,3	6,6	9,9
	1,4	1,9	3,8	5,7
	2,0	1,3	2,7	4,0
300	0,8	3,0	6,0	9,0
	1,4	1,7	3,4	5,1
	2,0	1,2	2,4	3,6

a. Calcul effectué selon différentes gammes de poids, de teneurs énergétiques des proies et selon différentes valeurs du coefficient K dans l'équation de Kleiber.

Après examen de diverses données d'observation directe et de considérations énergétiques, Lockyer (1985a) a conclu que les besoins alimentaires quotidiens des phoques gris sont probablement de l'ordre de 5 % à 6 % de son poids corporel; il insiste toutefois sur le fait que la teneur énergétique des aliments influe sur cette gamme de valeurs.

D'après ces résultats, les taux quotidiens de consommation utilisés dans l'estimation de la consommation totale de nourriture par les populations de pinnipèdes seraient de 6 % du poids corporel pour les petits, comme les phoques communs et les otaries des Pribilof femelles et jeunes, et (avec une réduction grossière inversement proportionnelle à la puissance 0,25) de 5 % à 4 % pour les

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

espèces plus grosses. Pour les otaries des Pribilof relativement petites qui fréquentent les eaux canadiennes, le chiffre de 6 % pourrait être beaucoup trop faible, mais, comme nous allons le voir, étant donné que ces animaux n'entraînent aucune répercussion significative, nous utiliserons quand même ce chiffre pour tous les pinnipèdes de petite taille.

Les principales incertitudes liées à l'évaluation de la consommation totale de nourriture des populations de pinnipèdes viennent des estimations de la taille de la population, des besoins énergétiques des animaux et de la teneur énergétique des espèces proies. Chacune de ces estimations est sujette à erreur, mais l'importance de ces erreurs est inconnue et il est impossible de fixer des limites de confiance précises. Si l'on suppose, à titre de généralisation grossière, que les limites de confiance de chacun de ces trois facteurs se situent autour de $\pm 25\%$ de la valeur réelle et que les erreurs sont indépendantes, un simple modèle permet alors de calculer les limites de confiance des estimations de la consommation totale de nourriture comme suit :

$$3 \times 0,25^2 \times 100 = \pm 43 \%$$

Compte tenu de l'incertitude des limites de confiance de chacun de ces facteurs, il semble justifié de fixer les limites de confiance combinées à $\pm 40\%$.

Quelle quantité de poissons commerciaux les pinnipèdes consomment-ils?

Consommation totale de nourriture par espèce

La première étape dans le calcul de la quantité annuelle de chaque espèce proie consommée par chaque espèce de pinnipède consiste à évaluer la consommation alimentaire totale de la population de pinnipèdes concernée en multipliant le nombre d'animaux de cette population par la consommation alimentaire moyenne par animal. Ces calculs, pour les espèces de phoque importantes dans le présent rapport, sont présentés au tableau 24.9. Idéalement, ils devraient être faits à l'aide de modèles démographiques structuraux, en tenant compte de l'effet de facteurs comme la croissance et la reproduction sur chaque groupe d'âge. La Commission royale ne croit toutefois pas qu'il existe suffisamment d'informations, même pour des espèces relativement bien connues comme le phoque du Groenland et l'otarie des Pribilof, pour que cela soit efficace. Une telle tentative ne pourrait que donner une apparence d'exactitude trompeuse aux résultats.

On a observé que le phoque du Groenland (Sergeant, 1973), le phoque gris (Parrish, 1979; Ling, 1969) et le phoque commun (Venables et Venables, 1955) pouvaient jeûner plusieurs semaines pendant les saisons de mue et de mise bas. Pendant ces périodes, l'animal ne cesse cependant pas de consommer de l'énergie,

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Tableau 24.9
Estimation de la consommation totale annuelle des mouées de pinnipèdes
au Canada

Espèce	Population actuelle ^a (en milliers)	Poids moyen (kg)	Consommation quotidienne (%)	Consommation totale (1 000 t)
Phoque du Groenland	2 000	80	6	3 500
Phoque à capuchon	300	350	4	1 500
Phoque commun:				
Côte est	13	60	6	17
Côte ouest	45-60	55	6	54-72
Phoque gris	70	190	5	240
Otarie des Pribilof:				
ensemble des				
mouées des	870	M 180	5	1 800
Pribilof		F 35	6	
au large de la côte				
de la C.-B.	20-30	26	6	4,7-7,1
	(5 mois)			
Otarie de Steller	4,8-6,6	M 350	4	19-26
		F 150	5	
Otarie de Californie				
au large de la côte	4,5	180	5	6
de la C.-B.	(5 mois)			

a. Données extraites des chapitres 21 et 22.

au moins pour son métabolisme basal, et son état se détériore. Il lui faut donc par la suite un apport supplémentaire de nourriture pour refaire ses réserves. C'est pourquoi ces périodes de jeûne ne sont pas prises en considération dans les calculs du tableau 24.9.

Les valeurs utilisées au tableau 24.9 pour la taille de la population et le poids moyen de l'otarie des Pribilof doivent faire l'objet de remarques spéciales. Ces valeurs tiennent compte du fait qu'une partie seulement de la population passe une partie de l'année sur les côtes de la Colombie-Britannique et entraîne, par

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

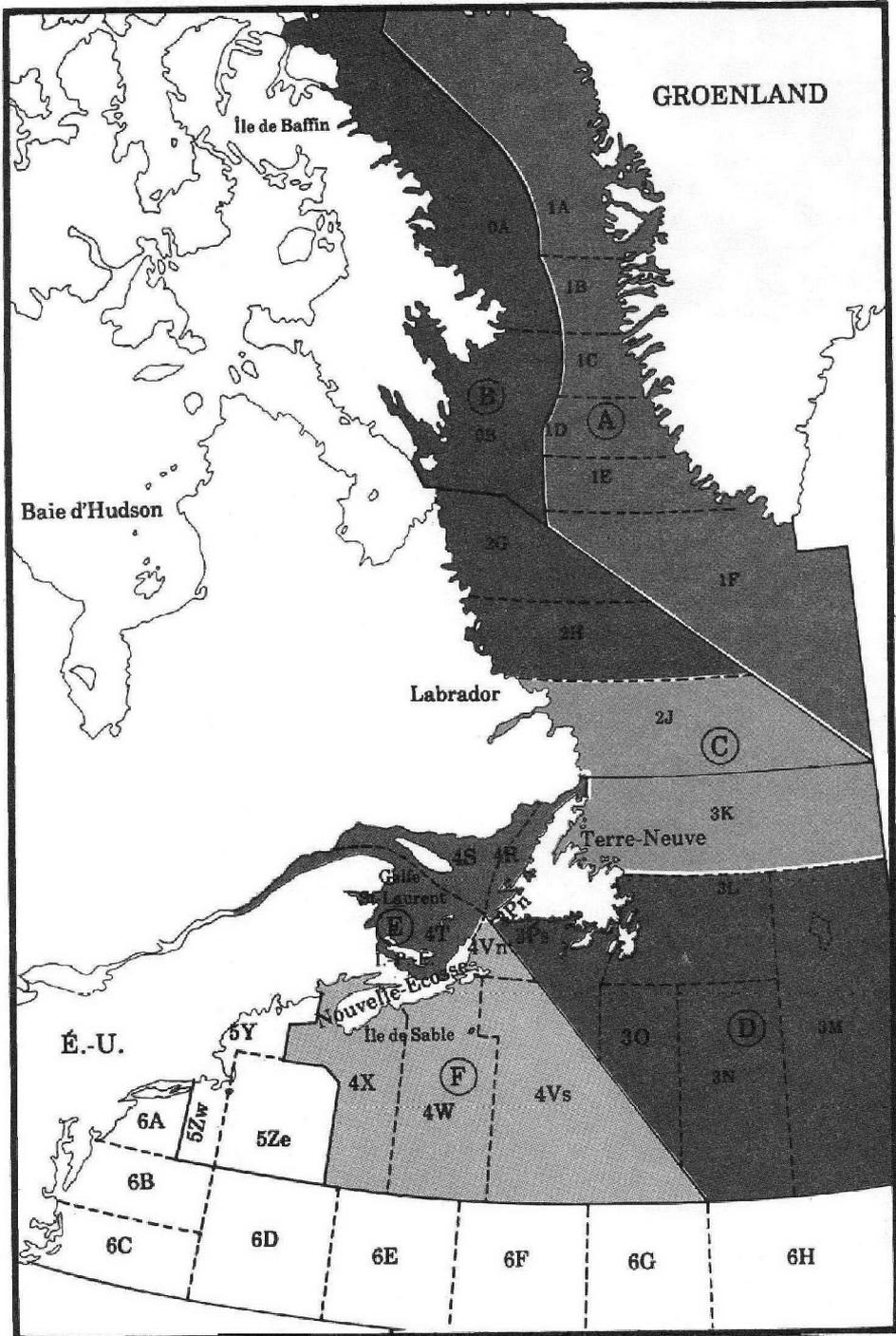
conséquent, des répercussions sur les stocks de poisson canadiens. Les mâles adultes restent toute l'année dans les eaux septentrionales, mais les jeunes animaux (de 1 à 4 ans) ainsi que les femelles de tous âges entreprennent des migrations poussées vers le sud, la plupart à moins de 130 km du continent (États-Unis, 1985). C'est pendant ces migrations que les animaux pénètrent dans les eaux canadiennes. Les jeunes apparaissent dans le détroit d'Hécate et dans d'autres eaux côtières vers le mois de janvier et y restent jusqu'à environ la fin mai. Le gros du troupeau constitué de femelles plus âgées demeure plus loin au large, et les animaux migrent ensuite le long de la côte américaine, beaucoup d'entre eux se rendant jusqu'en Californie. En avril, le gros du troupeau passe au large de la Colombie-Britannique, pendant sa migration vers le nord, et les jeunes quittent les eaux côtières pour les rejoindre. En juin, seuls quelques migrants en retard demeurent encore dans nos eaux (Spalding, 1964). Antonelis et Perez (1984) donnent les résultats d'un certain nombre de dénombrement d'otaries des Pribilof sur les côtes de Washington, de l'Oregon et de la Californie. Pour l'État de Washington, le plus proche de la Colombie-Britannique, le dénombrement moyen pour les mois de janvier à mai, au moment où les otaries à fourrure abondent, s'élevait à 68 000 animaux. Selon Bigg (1985), le nombre de ces otaries sur la côte de la Colombie-Britannique s'élève peut-être à environ 20 000 à 30 000; c'est ce chiffre qui a été utilisé dans le tableau 24.9. Le poids moyen est la moyenne pondérée des valeurs données par Antonelis et Perez (1984) pour les mois de janvier à mai, sur la côte de l'État de Washington. Sur la côte de l'Atlantique, il est important, lorsque l'on évalue les répercussions de la consommation des poissons par les pinnipèdes, d'étudier la répartition locale de ces animaux et des activités de pêche. À cette fin, la région du nord-ouest de l'Atlantique et du détroit de Davis, adjacente à la côte canadienne, a été divisée en six secteurs (figure 24.1), d'après les subdivisions de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO).

Dans le tableau 24.10, la consommation totale de nourriture par espèce de pinnipède, telle que donnée au tableau 24.9, a été subdivisée selon ces secteurs, d'après nos connaissances sur la répartition et la migration de chaque espèce.

Pour ce qui est des données sur la répartition de la consommation alimentaire du phoque du Groenland entre ces secteurs, la Commission Royale doit beaucoup à W. D. Bowen. À partir des hypothèses suivantes :

- pendant la période de lactation, qui dure 12 jours, les mères jeûnent;
- les mères représentent 25 % de la population adulte;
- tous les animaux âgés de un an et plus jeûnent 14 jours pendant la mue annuelle;
- les groupes d'âge de un à cinq ans (jeunes) forment 50 % de la population;
- le phoque du Groenland passe autant de temps au nord qu'au sud de la limite de 2H-2J établie par l'OPANO;
- environ 75 % des jeunes phoques et 25 % des adultes passent l'été au large de la côte ouest du Groenland;

Figure 24.1
Zones utilisées dans l'étude sur la consommation de poissons par le phoque



Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Tableau 24.10
Estimation de la consommation totale par espèce, dans les principaux lieux de pêche de l'Atlantique

Divisions	Sous-divisions de l'OPANO	Consommation par espèce (1 000 t)				Total
		Groen-land	Capuchon	Gris	Commun	
A: Ouest du Groenland	1 A-F	1 200	500	–	–	1 700
B: Nord du Canada	0,2 G-H	1 000	500	–	–	1 500
C: Sud Labrador et nord-est de T.-N.	2 J, 3 K	800	500	–	–	1 300
D: Sud-est T.-N.	3 L-P	250	–	24	2	276
E: Golfe	4 R-T	250	–	130	8	388
F: Plate-forme Scotian	4 V-X	–	–	86	7	93
Total		3 500	1 500	240	17	5 257

- environ 20 % des jeunes demeurent au large de la côte ouest du Groenland en hiver (Larsen, 1985);
- un tiers des adultes mâles et femelles se nourrissent dans le golfe du Saint-Laurent, ainsi que 20 % des jeunes qui migrent vers le sud;
- le reste des phoques se nourrit dans la région du Front;
- tous les animaux migrent le long du Labrador (2GH) avant de traverser le détroit de Davis ou le détroit d'Hudson et reviennent le long de la côte du Labrador en automne;
- les besoins alimentaires sont indépendants de la taille de l'animal (hypothèse faible);
- la valeur calorique des aliments est la même dans tous les secteurs;

Bowen (1986) a calculé la répartition approximative en pourcentage des phoques du Groenland dans chaque secteur :

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Secteur	%
A :	34,0
B :	29,0
C :	22,5
D :	7,5
E :	7,0
F :	0,0

Ces chiffres correspondent à l'estimation établie par Northridge (1986) selon laquelle 62 % de la nourriture des phoques du Groenland est consommée en été, lorsque ceux-ci se trouvent surtout dans les secteurs A et B, et 38 % en hiver, lorsque les animaux occupent surtout les secteurs C à F. La répartition dans ces derniers secteurs est également similaire à celle qui figure sur la carte publiée par Northridge (1986).

L'attribution des phoques à capuchon à ces secteurs est basée, en l'absence de meilleures informations, sur l'hypothèse selon laquelle leurs activités de reproduction sont réparties également entre les trois secteurs du nord, qui sont les seuls où l'on retrouve ce phoque en nombre important.

Pour ce qui est des phoques gris et des phoques communs, l'attribution a été basée sur les données disponibles sur leur distribution, en tenant compte de l'ampleur relative des eaux côtières dans chacun des secteurs méridionaux. Les petites populations septentrionales de phoques communs et de phoques gris en été n'ont pas été prises en considération.

Le tableau 24.11 compare la consommation estimative totale des phoques de chacun de ces secteurs aux récentes prises commerciales tant canadiennes que totales. Bien que les phoques du Groenland et les phoques à capuchon se nourrissent tous deux surtout dans les secteurs A et B, les prises canadiennes dans chacun de ces secteurs sont minimales. À moins, donc, qu'il y ait une augmentation considérable de l'effort de pêche canadien dans ces secteurs, il est peu probable qu'un changement quelconque des populations de phoques ait un effet important sur les prises canadiennes. Les secteurs C à F sont par contre d'importantes pêcheries canadiennes, et l'ampleur d'éventuelles répercussions devrait être examinée plus en détail.

Composition du régime alimentaire par espèce

Il est évident que les données que nous possédons sur la composition du régime alimentaire des pinnipèdes sont insuffisantes pour établir des estimations

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Tableau 24.11
Comparaison de la consommation totale des phoques avec le total des prises commerciales et les prises canadiennes

Zone	Consommation totale des phoques (1 000 t)	Prises commerciales (1 000 t)		Composition en pourcentage des prises				
		Totales	Canadiennes	Morue	Aiglefin	Sébaste	Hareng	Crevette
A	1 700	117	—	45	—	—	—	31
B	1 500	19	5	—	—	—	—	42
C	1 300	369	320	46	—	—	—	—
D	276	189	96	49	—	27	—	—
E	388	294	285	45	—	—	12	—
F	94	457	290	25	11	—	25	—
Total	5 258	1 445	996					

Remarque: Les données pour les prises de 1981 sont tirées de l'OPANO (1983).

précises sur les quantités consommées de chaque espèce de poisson. Tout ce que l'on peut faire, en général, est d'identifier les groupes d'espèces proies qui jouent un rôle similaire dans le régime des pinnipèdes, dans l'optique de leur importance commerciale, et d'évaluer le mieux possible la proportion qu'occupe chaque groupe dans le régime des animaux. Dans les sections suivantes, ces estimations sont combinées avec celles de la consommation totale de nourriture pour donner des chiffres estimatifs sur la quantité consommée dans chaque grand groupe de proies. Ces résultats seront par la suite comparés au volume des prises et à ce que l'on sait sur la taille des stocks des diverses espèces proies.

Dans une analyse exhaustive des répercussions qu'entraînent les pinnipèdes sur les pêches commerciales et, notamment, sur chaque pêcheur ou groupe de pêcheurs, il serait important d'établir une distinction entre les différents stocks d'une même espèce de poisson. L'exemple type, à ce chapitre, est le saumon, dont on peut trouver un stock de géniteurs indépendant dans chaque rivière ou chaque ruisseau : une colonie de phoques située à l'embouchure d'une rivière à saumons peut avoir des répercussions graves sur la pêche dans cette rivière, bien que la consommation de saumon par les phoques, proportionnellement à tout le saumon capturé sur toute la côte, soit négligeable.

Les stocks de poissons marins sont moins distincts et moins divisés, mais peuvent quand même être perturbés de façon différente par la prédation par les phoques. Le hareng de la côte est un bon exemple à cet égard. La consommation totale de hareng par le phoque du Groenland est peu importante comparativement

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

à la biomasse totale de ce poisson, mais le stock 4T du golfe du Saint-Laurent peut faire l'objet d'une prédation très intense au printemps, et s'en ressentir fortement.

En pratique, les données sur l'alimentation des phoques sont rarement, sinon jamais, assez précisés pour permettre de faire une analyse détaillée stock par stock. Nous devons les examiner ici en fonction des espèces de poissons dans leur ensemble. Toutefois, la possibilité de différences entre les stocks devrait être gardée à l'esprit, notamment lorsque l'on considère l'effet que ces différences peuvent entraîner sur certains groupes de pêcheurs.

Le phoque du Groenland

On admet généralement que le capelan est l'un des principaux aliments du phoque du Groenland (Beddington et Williams, 1979b). Les données examinées plus haut, bien que très lacunaires, ne contredisent pas cette hypothèse. Sergeant (1973) s'est servi comme base d'analyse d'une estimation de 25 % de capelans dans le régime du phoque du Groenland, et cela semble toujours un chiffre raisonnable pour le régime hivernal de l'animal dans les secteurs C à F pour les années 1970. Les données, aussi limitées soient-elles, révèlent certes que le phoque du Groenland se nourrit souvent de capelans, mais il se nourrit aussi d'autres aliments; par conséquent, la quantité de capelans consommés pourrait varier de 10 % à 40 %. À partir de cette hypothèse, en utilisant $1,3 \times 10^6$ t pour la consommation estimative courante du phoque du Groenland dans les secteurs C à F (tableau 24.10), on obtient 325 000 t comme chiffre médian, et autour de 130 000 t et 520 000 t comme limites inférieure et supérieure probables, à condition que le capelan ait continué d'être aussi abondant qu'il l'était dans les années 1970. Depuis cette époque cependant, on a observé des changements considérables dans le nombre de capelans du nord-ouest de l'Atlantique, comme nous le verrons plus tard; à un moment donné, en effet, la population de capelan n'était que le quart de ce qu'elle était en 1970. Il se pourrait donc qu'une fourchette de 30 000 t à 130 000 t corresponde davantage aux conditions actuelles.

Il n'y a aucune donnée vérifiable sur la proportion de capelans qui entre dans le régime alimentaire du phoque du Groenland en été dans les secteurs A et B, mais celle-ci pourrait bien être plus élevée qu'en hiver. Toutefois, comme ces stocks de poissons sont très peu pêchés, sinon pas du tout, par les pêcheurs canadiens, les répercussions des phoques sur les prises de ces secteurs ne seront pas prises en considération.

L'effectif des classes annuelles de capelans du Labrador et de Terre-Neuve (secteur C), poisson dont se nourrit le phoque du Groenland en hiver, peut varier d'une année à l'autre d'un facteur aussi élevé que 8; ce phénomène est en grande partie attribuable à des facteurs environnementaux (le vent et la température) comme cela a été démontré (Legget *et al.*, 1984). Étant donné que ce phoque est euryphage, il en résultera des variations considérables dans la quantité de capelans

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

qu'il consomme; le manque sera comblé par d'autres aliments. Le même raisonnement vaut pour d'autres stocks de capelans, ainsi que pour les harengs et les crevettes.

Contrairement à celle du capelan, la répartition du hareng ne recoupe celle du phoque du Groenland que sur une étendue limitée (Northridge, 1986); le principal point de contact est le sud du golfe du Saint-Laurent (secteur 4T de l'OPANO), au printemps. Sergeant (1973) a rassemblé les diverses connaissances que nous possédons sur les déplacements des deux espèces pour établir une estimation de la quantité de harengs consommée par le phoque du Groenland dans ce secteur aux environs des années 1970; il a ainsi obtenu un chiffre de 21 500 t. Ce chiffre a été calculé à partir de l'hypothèse selon laquelle les phoques de ce secteur se nourrissaient exclusivement de harengs pendant une période de soixante jours et, selon laquelle, pendant cette période, la proportion de phoques à la recherche de nourriture avait augmenté, bien que le nombre d'animaux présents ait graduellement diminué. Une ration quotidienne moyenne de 5 kg a été utilisée pour les calculs. Si la consommation par tête n'a pas changé, l'estimation de la consommation totale courante devrait être augmentée afin de tenir compte d'une augmentation de la population de phoques de 1,3 à 2 millions d'individus. Cela nous donnerait un chiffre estimatif de 33 000 t pour la consommation actuelle.

Les stocks de harengs du Golfe sont aujourd'hui beaucoup moins abondants qu'ils ne l'étaient dans les années 1970. Ahrens et Nielsen (1984) ont montré qu'entre 1970 et 1985, le stock de harengs du secteur 4T était descendu à environ un cinquième de sa valeur initiale. Il est donc probable que la consommation actuelle de ce poisson par les phoques ait chuté. Northridge (1986) a effectué une simulation du stock de harengs du secteur 4T en se servant du logarithme moyen de recrutement sur la période de 1971 à 1973 comme indice de la taille du stock. À partir de l'hypothèse plutôt extrême selon laquelle les phoques sont responsables des trois quarts de la mortalité naturelle ($M=0,2$), Northridge a obtenu un chiffre estimatif de 7 000 t pour la consommation totale par les phoques. Si l'hypothèse sur la taille et la dynamique de la population du stock de harengs est correcte, cela veut dire que le hareng représentait une proportion beaucoup plus petite du régime alimentaire du phoque du Groenland que ne le supposait Sergeant, soit peut-être le tiers. À l'heure actuelle, compte tenu de la diminution considérable du stock de harengs et de l'augmentation de la population de phoques, la proportion de harengs dans le régime alimentaire du phoque a dû diminuer encore, et l'extrapolation de 33 000 t ne peut plus tenir. Comme la population de harengs représente environ le cinquième de ce qu'elle était et que les phoques sont généralement considérés comme des euryphages, il serait plus réaliste d'établir la consommation actuelle de harengs dans le Golfe à environ un cinquième de la consommation estimée par Northridge pour les années 1970, soit une consommation de l'ordre de 1 000 t à 3 000 t. Cette estimation pourrait toutefois être inférieure à la réalité, puisqu'elle ne tient pas compte de l'augmentation de la population de phoques dans l'intervalle.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Des harengs sont également consommés à d'autres moments et hors de ce secteur, mais les données que nous possédons à ce sujet ne nous permettent pas d'évaluer les quantités en jeu. Il pourrait également y avoir des différences substantielles, d'une année à l'autre, dans la consommation printanière de harengs dans le Golfe, étant donné que l'abondance locale des deux espèces en cause peut varier en fonction de facteurs environnementaux.

Le cas de la crevette est encore moins clair. On relève plus ou moins fréquemment la présence de décapodes (non spécifiés) ou de *Pandalus* spp. dans l'estomac des phoques (tableau 24.1), ce qui pourrait être un indice que ce groupe d'animaux constitue entre 5 % et 15 % du régime alimentaire hivernal des phoques, soit une consommation de 70 000 t à 210 000 t. Nous ne savons pas quelle proportion de cette quantité est constituée de *P. borealis* ou d'autres espèces commerciales. Selon Northridge (1986), la biomasse totale de *P. borealis* dans les eaux canadiennes s'élèverait à environ 100 000 t. Il se pourrait donc que le phoque du Groenland consomme une forte proportion de ce stock, mais les données ne sont pas assez fiables pour confirmer ou infirmer cette hypothèse.

Le phoque du Groenland mange à l'occasion diverses espèces de poissons démersaux. Dans une section ultérieure, on évalue que ces espèces pourraient constituer environ 3 % à 10 % de son régime alimentaire, mais les données sont lacunaires et les limites de confiance de ces estimations sont par conséquent très larges. Ce phoque peut également se nourrir de certaines espèces pélagiques autres que le capelan et le hareng, mais un seul spécimen de ces espèces (barracudina) est relevé au tableau 1.

Si, comme nous l'avons déjà avancé, la quantité de hareng et de capelan consommée par le phoque du Groenland a considérablement diminué depuis le milieu des années 1970 par suite de la diminution des stocks, le phoque du Groenland pourrait avoir accru sa consommation d'autres espèces étant donné que sa population a augmenté dans l'intervalle. Nous ne possédons cependant aucune donnée qui nous permettrait de déterminer de quelles espèces il s'agit.

Le phoque commun

Selon Boulva et McLaren (1979), dans l'Est du Canada, le principal aliment relevé dans l'estomac des phoques communs est le hareng (24 %) et la plie (14 %). Fisher et Mackenzie (1955) ont établi que le hareng constituait 37 % en volume des contenus stomacaux qu'ils ont examinés, et la plie et autres poissons plats, 18 %. Si ces occurrences représentent réellement les proportions du régime alimentaire et si les échantillons sont représentatifs de la population totale de phoques, ces chiffres correspondent à une consommation d'environ 4 000 t à 6 300 t de harengs, et 2 400 t à 3 000 t de plies. Northridge (1986) compare la consommation estimative de harengs par le phoque commun dans le secteur 4 WX (le sud de la Nouvelle-Écosse) au rendement de la pêche. En établissant le nombre de

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

phoques communs dans le secteur à 5 900 en 1973 (Boulva et McLaren, 1979), et en se servant du poids moyen et du taux de consommation utilisé au tableau 24.9, la consommation totale s'élève à 7 800 t (Northridge, avec des paramètres légèrement différents arrive à un chiffre de 10 000 t). On estime ailleurs (chapitre 21) que la population de phoques communs de la côte de l'Atlantique n'était pas éloignée, en 1985, de celle de 1973. Si cette hypothèse s'applique à la population du secteur 4WX et si l'hypothèse qui veut que le régime alimentaire de l'animal soit constitué de 25 % à 37 % de harengs est exacte, la consommation estimative de harengs se situe alors entre 2 000 t et 2 900 t.

D'après les données du tableau 24.3, il semble également qu'environ 30 % du régime alimentaire du phoque commun de la côte de l'Atlantique est constitué de poissons démersaux importants pour le commerce tels que des poissons plats, des gadidés et des sébastes. Aucune donnée pour la côte est ne porte à croire que le phoque commun consomme le saumon qui remonte dans les estuaires pour le frai.

Sur la côte ouest du Canada, toutefois, la situation semble être plutôt différente. Les phoques communs consomment en effet beaucoup de saumons dans les passages et détroits de la côte de la Colombie-Britannique ainsi que dans les estuaires. Selon Steward (1983), par exemple, des relevés aériens montrent 1 330 phoques communs dans la « région du Fraser ». Dans le tableau 24.9, la quantité totale de nourriture consommée en un an par les phoques communs de la côte ouest est évaluée à environ 60 000 t. Comme nous l'avons déjà souligné dans une section précédente, la proportion de saumon et de hareng dans les estomacs examinés était respectivement de 23 % et 11 %; ces chiffres correspondraient donc respectivement à une consommation de 14 000 t et 6 600 t. Il est probable cependant que ces chiffres surestiment la quantité de saumons consommés et sous-estiment celle de harengs. En effet, Steward (1983) a étudié la biomasse combinée de six espèces de salmonidés qui pénètrent dans le Fraser et, d'après les chiffres qu'il a obtenus, près de 97 % de cette biomasse totale y pénètrent au cours de la période de cinq mois qui s'étale entre juin et octobre. Comme le gros des échantillons examinés par Spalding a été prélevé au cours de cette période, il serait plus juste d'évaluer la proportion de saumons constituant le régime alimentaire du phoque commun à cinq douzièmes de 23 %, soit 9,5 %. Cette proportion correspond à une consommation estimative d'environ 6 000 t de saumon.

Le chiffre le plus incertain de ces calculs est, bien sûr, celui des 23 % de saumon consommés pendant les mois où ceux-ci sont disponibles pour les phoques communs. Il n'est pas possible d'attribuer des limites de confiance statistiques à ce chiffre, mais un facteur de 2 à la hausse et à la baisse serait plausible.

Le phoque gris

La consommation alimentaire du phoque gris de la côte de l'Atlantique est évaluée à environ 240 000 t au tableau 24.9. Le phoque gris se nourrit d'une grande

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

variété d'espèces de poissons dont une forte proportion consiste en espèces commerciales importantes pour le Canada, l'Islande et les îles Britanniques, comme en témoignent les données du tableau 24.5. Ces espèces comprennent autant d'espèces démersales que pélagiques, les premières dominant fortement en Europe. Au Canada, la consommation s'élève à 50 % de poissons démersaux, 37 % de poissons pélagiques, 1 % de lançons et 13 % d'autres espèces non commerciales. Selon le moment et l'endroit, il y a certainement de fortes variations dans la composition spécifique et détaillée du régime, et il est impossible d'évaluer sérieusement les quantités consommées d'une espèce particulière. Néanmoins, il semble évident qu'une très grande proportion du régime alimentaire du phoque gris consiste en espèces commerciales importantes, probablement dans la fourchette de 60 % à 90 %. La comparaison des résultats du tableau 24.5 fait également ressortir une grande variation entre les quantités d'espèces démersales et pélagiques consommées. Bien que ces comparaisons portent sur de grands secteurs géographiques, la même variabilité se répétera probablement sur une plus petite échelle spatio-temporelle au Canada même.

Mansfield et Beck (1977) ont calculé séparément les quantités de chacune des principales espèces proies consommées dans chacun des trois secteurs — golfe du Saint-Laurent, île de Sable et Est de la Nouvelle-Écosse — en se basant sur leurs évaluations du nombre de phoques gris dans chaque secteur et sur les données correspondantes sur les contenus stomacaux. Il est impossible de déterminer la quantité totale d'espèces commerciales importantes à partir de ces estimations pondérées, mais, en combinant les données sur les trois secteurs, les proportions pour les espèces les plus importantes sont les suivantes :

hareng	23 %	morue	14 %
raie	19 %	calmar	6 %
plie	16 %	maquereau	5 %

Pour les futurs calculs, nous poserons comme hypothèse que 70 % de tous les poissons commerciaux entrant dans le régime alimentaire du phoque gris (60 %–90 %) consistent en espèces démersales et que le reste est formé de poissons pélagiques comme le hareng. La variabilité de la proportion du total des espèces commerciales constituée d'espèces pélagiques, qui n'est pas prise en considération dans les calculs, devrait être minime comparativement à la variabilité du total des espèces commerciales par rapport à la consommation totale, qui est comprise dans les calculs. Les stocks de hareng du Golfe ont toutefois diminué substantiellement par rapport à l'époque où la plupart des phoques dont font état Mansfield et Peck (1977) ont été capturés; il se pourrait donc que la proportion de harengs dans le régime alimentaire du phoque gris soit aujourd'hui inférieure aux données de ces chercheurs.

Bien que la prédation du saumon par le phoque gris soulève bien souvent des inquiétudes, la quantité consommée est très difficile à évaluer à cause des effets

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

très ponctuels de toute prédation. Celle-ci peut en effet avoir lieu lorsque le saumon remonte le long des côtes et dans les embouchures du fleuve. Northridge (1986) cite des données recueillies au Royaume-Uni et dans la région de la Baltique selon lesquelles « la prédation du saumon par les phoques pourrait n'avoir que peu de rapport avec le nombre absolu de phoques, cette prédation étant le fait de seulement quelques phoques ». Si tel est le cas, il est de toute évidence inutile d'essayer d'évaluer la quantité de saumon consommée à l'aide des méthodes utilisées ici.

L'otarie des Pribilof

La quantité de nourriture consommée par l'otarie à fourrure, en hiver et au printemps, pendant sa migration au large des côtes de la Colombie-Britannique, est évaluée à environ 5 000 t–7 000 t. Les espèces consommées en plus grand nombre sont le hareng, le saumon et le calmar. Ce dernier inclut un certain nombre d'espèces qui n'ont pas toutes une valeur commerciale. En utilisant les pourcentages donnés plus haut (de Perez et Bigg, 1985), on arrive aux estimations suivantes des quantités consommées : hareng 2 100 t–3 000 t; saumon 1 000 t–1 400 t; et calmar 1 000 t–1 400 t.

Selon Spalding (1964), « la migration des otaries à fourrure vers le nord, au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, coïncide avec les déplacements vers le large des harengs qui sortent des détroits de Barkley et de Clayoquot après le frai, déplacements qui atteignent un sommet au milieu de mars ». Spalding établit une relation apparente, au cours des années, entre l'occurrence de hareng dans l'estomac des otaries et la taille de la population de harengs adultes, telle que mesurée selon l'étendue de la zone de ponte. Il serait toutefois étonnant que cette relation, fondée sur l'examen d'un total de 139 estomacs sur quatre ans, ait une quelconque validité statistique.

L'otarie de Steller

La consommation estimative totale de nourriture par cette espèce, donnée au tableau 24.9, est de 19 000 t–26 000 t. En appliquant ces chiffres à la composition du régime alimentaire établie par Bigg 1985, on obtient les estimations suivantes pour les principales espèces proies consommées : hareng 5 000 t–8 000 t; aiguillat, merlu, saumon, eulakane et calmar, environ 2 700 t–3 600 t chacun. Comme nous l'avons souligné plus tôt, les variations sont importantes selon les époques et les endroits, particulièrement pour le saumon et le hareng. Selon les données sur la disponibilité relative, il ressort toutefois que le hareng est davantage consommé en hiver et au début du printemps et le saumon, en été. Ces calculs sont basés sur le nombre d'otaries de Steller qui se reproduisent dans les rookeries de la côte de la Colombie-Britannique. Si, comme cela se pourrait, le nombre d'otaries qui se reproduisent dans la grande rookerie de l'île Forrester en Alaska et se

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

nourrissent dans les eaux canadiennes dépasse le nombre d'otaries nées au Canada qui se nourrissent dans les eaux américaines, les chiffres ci-dessus pourraient sous-estimer la consommation totale de nourriture par les otaries de Steller dans les eaux canadiennes.

L'otarie de Californie

La consommation totale de nourriture des otaries de Californie au large de la côte de la Colombie-Britannique est évaluée à environ 6 000 t. Comme cette otarie ne fréquente la côte de la Colombie-Britannique qu'en hiver, lorsque les harengs adultes migrent en masse (Hourston et Haegele, 1980), il convient, comme nous l'avons souligné dans la section précédente, d'appliquer un facteur de 50 % pour calculer la quantité de harengs consommée par cette espèce. Ce calcul nous donne un chiffre d'environ 3 000 t. Les 3 000 t qui restent doivent consister en diverses espèces, notamment celles identifiées pour les otaries de Steller. Cependant, comme l'époque où l'otarie de Californie fréquente les eaux canadiennes ne chevauche pas les grandes remontées de saumons, la quantité de saumons consommée par cette espèce pourrait être relativement faible.

Résumé

Comme l'indiquent les sections précédentes, les principaux stocks de poissons commerciaux qui peuvent faire l'objet d'une prédation importante par les pinnipèdes sont les suivants :

*Côte est :***Phoque du Groenland :**

capelan, dans tout l'habitat;

hareng, dans le golfe du Saint-Laurent au printemps;

crevette, dans le Golfe, au large de la côte ouest du Groenland et dans le nord-est du plateau de Terre-Neuve.

Phoque commun :

hareng, plie et autres poissons démersaux.

Phoque gris :

poisson commerciaux en général, et sans doute saumon de l'Atlantique.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Phoque à capuchon :

espèces démersales d'eau profonde, sébaste par exemple, malgré l'absence de données suffisantes.

Côte ouest :

Otarie des Pribilof :

hareng, calmar, et sans doute saumon.

Phoque commun :

saumon, hareng et sans doute d'autres espèces commerciales.

Otarie de Steller :

saumon, hareng et poissons commerciaux en général.

Otarie de Californie :

hareng.

Prédation, stocks et prises de poissons : comparaison

Dans la présente section, nous comparons les données sur la quantité de poissons consommés par les phoques aux estimations de la biomasse et des prises commerciales relatives aux espèces de poissons les plus susceptibles d'être la proie des phoques.

Le capelan

Le capelan est composé d'un nombre de stocks plus ou moins distincts. Le stock du Groenland (zones A et B) sert à l'alimentation d'une bonne partie de la population de phoques du Groenland pendant leur phase d'alimentation, en été, mais ce stock n'est pas pêché au Canada. La majeure partie des stocks pêchés au Canada se trouve dans le sud du Labrador et le nord-est de Terre-Neuve (zone C).

Bowen (1985) et Northridge (1986) ont examiné les données récentes sur la taille de ce stock, qui, depuis 1971 environ, est soumis à une pêche importante; les prises ont atteint rapidement un record d'environ 300 000 tonnes en 1973–1976, et ont chuté de nouveau, en 1979, à moins de 35 000 t. Les prises moyennes pour la période de 1972 à 1978 s'établissaient à peu près à 230 000 tonnes. La biomasse estimée de capelan des divisions 2J et 3K de l'OPANO, qui correspondent à la

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

répartition de ce stock, a fluctué énormément, en grande partie, semble-t-il, à cause d'effets environnementaux (Leggett *et al.*, 1984). Elle a atteint une valeur maximale d'environ 4 millions de tonnes en 1975, puis a chuté à 0,5 million environ en 1978, pour atteindre 223 000 tonnes en 1983, et environ 860 000 tonnes en 1984.

Dans le cas de la zone statistique 3LNO, qui constitue une partie de notre zone D, Beddington et Williams (1979a) citent les estimations de la biomasse du sud-est de Terre-Neuve faites par Carscadden et Miller (1979) comme étant comprises entre 3,7 millions de tonnes en 1973 et 0,6 million de tonnes en 1978. Cette biomasse a chuté par la suite à 280 000 tonnes en 1984 (Northridge, 1986). Les stocks du golfe du Saint-Laurent (zone E) et de la division 3Ps (partie de la zone D) sont beaucoup plus petits, s'élevant à environ 4 000 tonnes (Northridge, 1986).

Selon Northridge (1986), la biomasse totale actuelle, à l'exclusion des stocks du Groenland, s'élève à environ 1,2 million de tonnes. À partir d'un taux de mortalité naturelle de 1,2, il calcule que les morts naturelles atteignent environ 840 000 t par année. Les prédateurs seraient responsables d'une partie importante, mais inconnue, de ces morts.

Les estimations disponibles de la biomasse de capelan, des prises par les pêcheries et de la consommation par les phoques du Groenland, dans les zones (autres que A et B) utilisées à la figure 24.1 et au tableau 24.10, peuvent être résumées comme suit (quantités exprimées en milliers de tonnes):

Zone	Biomasse de capelan	Prises par les pêcheries	Consommation par les phoques du Groenland	Consommation par d'autres prédateurs
C	223-4 000 (1200)	35-300	20-80	1 700-3 800
D	(250?)	5-200	6-25	
E	2	0,4	?	
F	0	0	0	

Remarque: Les chiffres entre parenthèses sont des évaluations de la biomasse actuelle.

La consommation estimée de capelans dans les zones C et D est calculée en répartissant le total estimé de 30 000 à 130 000 tonnes en proportion de la consommation dans les zones indiquées au tableau 24.10. Le même calcul effectué pour la zone E (golfe du Saint-Laurent) donnerait un chiffre égal à celui de la zone D, qui est à peu près d'un ordre de grandeur supérieur à la biomasse estimée. À la lumière de ces données, il semble que l'on ait énormément surestimé la consommation de poissons dans le golfe du Saint-Laurent, ou que, dans cette région, le capelan ne constitue qu'une faible proportion des aliments consommés par les

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

phoques du Groenland. Dans ces conditions, il semble impossible d'évaluer la quantité de capelans consommés par les phoques du Groenland dans le Golfe. Cette observation doit également s'ajouter aux incertitudes quant aux estimations portant sur les autres régions, étant donné surtout que la plupart des données sur les traces de capelan dans l'estomac des phoques du Groenland ont été établies d'après l'examen de phoques capturés dans le Golfe.

Pour la biomasse et les prises, les plages de valeurs, pour les zones C et D, couvrent respectivement les variations des valeurs estimées et des valeurs déclarées, qui résultent de modifications de l'abondance et de l'intensité de la pêche depuis le début des années 1970 (les chiffres entre crochets correspondent à l'estimation de la biomasse actuelle). D'autre part, en ce qui concerne la consommation, les plages de valeurs données découlent des incertitudes relatives à la proportion d'aliments composée de capelan, en supposant que la consommation totale corresponde à celle qui a été estimée pour la population actuelle de phoques; il faudrait imposer $\pm 40\%$ pour tenir compte des incertitudes quant à la consommation totale d'aliments, comme il en a été question précédemment. D'une façon très générale, il semble, d'après ces résultats, que la quantité de capelans consommés par les phoques du Groenland, dans ces régions, soit du même ordre de grandeur que les prises des pêcheries commerciales. Toutefois, les très grandes fluctuations de l'abondance du capelan et de l'intensité des pêches, d'une année à l'autre, doivent compliquer le rapport entre les prises et la consommation. Bien que la consommation totale par les phoques du Groenland puisse avoir changé proportionnellement à leur abondance, leur comportement alimentaire opportuniste les a probablement entraînés à modifier considérablement la composition de leur alimentation, en réponse aux variations de l'abondance du capelan, et ils ont sans doute consommé proportionnellement moins de capelan lorsque le stock était plus restreint.

La consommation totale par les phoques à capuchon est d'environ la moitié de celle des phoques du Groenland. Il est impossible d'évaluer quelle proportion de l'alimentation du phoque à capuchon est composée de capelans provenant des stocks qui intéressent les pêcheries canadiennes, mais il est probable que cette quantité est inférieure à celle prélevée par les phoques du Groenland. Plusieurs raisons expliquent ce phénomène. La répartition la plus septentrionale de la mouvée de phoques à capuchon signifie qu'un plus grand nombre de ces phoques passent une plus grande partie de leur temps dans les zones A et B; une partie de la population se reproduit sur la banquise du détroit de Davis, bien au nord des phoques du Groenland de la région du Front; un très petit nombre seulement de phoques à capuchon atteignent les régions D et E très au sud. Deuxièmement, les phoques à capuchon du Front se reproduisent dans les régions situées au large de celles occupées par les phoques du Groenland et peuvent se trouver hors des zones où abonde le capelan. Enfin, le phoque à capuchon cherche sa nourriture dans des eaux beaucoup plus profondes, et prend, en général, des poissons plus gros que le phoque du Groenland, alors que le capelan est petit et fréquente les couches d'eau supérieures. D'après les observations portant sur le Groenland, au tableau 24.2, il semble évident que le capelan est une source alimentaire relativement peu importante pour le phoque à capuchon.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Aucune autre espèce de phoque ne semble être un important prédateur du capelan.

Le capelan est également la proie de plusieurs espèces autres que le phoque. La morue franche, les oiseaux de mer, le saumon de l'Atlantique et les baleines sont les principaux prédateurs qui ont pu être identifiés. Lilly *et al.*, (1981) ont calculé que la consommation annuelle par la morue franche des divisions 2J, 3KL et 3NO était comprise entre 1,2 million et 3,3 millions de tonnes. Selon Carscadden (1983), les oiseaux de mer consomment 0,25 million de tonnes de capelans par année. Beddington et Williams (1979a) montrent que la consommation estimée du petit rorqual et du rorqual commun atteint 0,28 million de tonnes. Toutes ces quantités doivent être vraisemblablement sujettes à d'importantes fluctuations d'une année à l'autre, en réponse aux variations de l'abondance du capelan.

Toutes les données sur la consommation par d'autres prédateurs ont été obtenues par le même type de techniques que celles qui ont été utilisées pour évaluer la consommation par les phoques du Groenland. Il semble que les phoques ne soient qu'un des nombreux grands prédateurs du capelan, et que la morue franche en soit le plus important. D'après les chiffres indiqués ci-dessus, les phoques sont à l'origine d'environ 1 % à 5 % de la prédation totale. Toutefois, étant donné que les évaluations de la quantité de capelans consommés par d'autres prédateurs correspondent à une période où ce poisson était plus abondant qu'au cours des dernières années, il est possible que la comparaison avec la consommation actuelle par les phoques sous-estime le pourcentage de la prédation totale par ces derniers.

Comme l'a souligné Northridge (1986), ces chiffres donnent une estimation de la prédation totale, qui est de beaucoup supérieure à l'estimation du nombre total de morts naturelles, obtenue en multipliant la taille actuelle du stock par le taux de mortalité naturelle (M). La variation importante de l'abondance du capelan et le fait que les estimations de la biomasse excluent les jeunes poissons avant l'âge du recrutement peuvent expliquer, du moins partiellement, cet écart. Toutefois, elle illustre aussi le degré général d'incertitude dans les tentatives visant à quantifier le rapport entre les stocks de poissons et leurs prédateurs, même dans les cas relativement bien étudiés, comme ceux des phoques du Groenland et du capelan.

Il semble que l'on n'ait pas mesuré les capelans consommés ni déterminé leur âge. Il se peut, cependant, que les capelans consommés par les phoques, entre janvier et juin, correspondent, dans l'ensemble, aux gros capelans qui auraient frayé en juin et juillet, environ de un à cinq mois après la date de leur capture par les phoques. Les baleines sont présentes, et elles se nourrissent de capelans en mai et en juin, et après cette période. Les pêcheurs de Terre-Neuve et les oiseaux de mer qui nichent sur la côte capturent le capelan, en général, lorsque celui-ci s'approche de la côte pour frayer pendant les mois de juin, juillet et août. La morue du nord de la

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

division 2J-3K de l'OPANO migre vers des eaux profondes et modérément chaudes en janvier et février, et y fraie surtout en mars et en avril, bien qu'elle puisse le faire encore en mai; elle se nourrit peu pendant une grande partie de cette période. De toute façon, les frayères de la morue du nord se trouvent beaucoup plus au large que les zones fréquentées par le capelan, qui à cette période habite des eaux plus côtières et plus froides, et est très peu recherché comme proie par la morue en frai.

Les pêcheurs de Terre-Neuve concentrent leurs efforts, dans la mesure du possible, sur les gros capelans femelles qui fraient plus tôt sur les plages, mais ils essaient de les capturer pour leur roque, et donc, avant le frai. Sur la côte est de Terre-Neuve, le capelan, qui aura pu échapper à la prédation par l'homme, les mammifères, les poissons et les oiseaux, commence à frayer sur les plages ou à proximité de celles-ci. Les gros capelans commencent à frayer à la fin de juin, et les capelans plus jeunes et plus petits continuent de frayer pendant tout le mois de juillet et parfois jusqu'en août, dans des eaux de plus en plus profondes, proches de la côte à mesure que la saison avance. Inévitablement, si le gros capelan demeure la proie la plus recherchée, la plupart des capelans qui frayent seront les jeunes poissons plus petits qui présentent moins d'intérêt sur le plan commercial.

Les phoques sont donc les premiers à s'attaquer au capelan proche de la maturité, dans le sud du Labrador et le nord-est de Terre-Neuve, après quoi, ce sera au tour des autres principaux prédateurs. Par conséquent, chaque année, le nombre de capelans adultes peut être considérablement réduit par le phoque du Groenland avant même que l'homme n'intervienne. Le capelan se trouve donc la victime de deux prédateurs concurrents.

Si les pêcheurs livrent aujourd'hui la chasse au phoque du Groenland, il se pourrait que le capelan en soit le point de départ.

Comme nous l'avons indiqué précédemment, la principale pêche au capelan s'effectue lorsque les poissons ont atteint la maturité sexuelle, c'est-à-dire lorsqu'ils sont âgés d'environ trois ans. À ce moment-là, ils subissent également les attaques fatales de divers prédateurs. Toutefois, il semble que nos connaissances soient à peu près nulles en ce qui concerne la mesure dans laquelle les phoques se nourrissent de jeunes capelans, puisque nous ne possédons pas de données sur la taille des capelans consommés par les phoques.

Le hareng atlantique

Le phoque du Groenland, le phoque commun et, sans doute le phoque gris, sont tous des prédateurs du hareng atlantique. La prédation par le phoque du Groenland est importante dans le sud du golfe du Saint-Laurent, mais les estimations du nombre de poissons consommés couvrent un assez large éventail.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Les écarts entre les estimations de la quantité de poissons consommés par les phoques du Groenland, calculées à partir de la taille estimée des stocks de hareng, et celles calculées à partir de la population de phoques ont été traités précédemment. Si les premières estimations sont beaucoup plus justes, la consommation aurait été d'environ 7 000 tonnes en 1970, lorsque le stock de harengs était environ cinq fois plus important qu'à l'heure actuelle. La consommation de hareng est donc vraisemblablement très inférieure aujourd'hui. Calculée à partir de la population de phoques, la consommation, à la même période, était de 21 000 tonnes environ. Toutefois, même si cette évaluation est juste, il semble probable que la consommation actuelle de hareng soit réduite étant donné que le stock de hareng, qui est à la baisse, a forcé les phoques à se tourner vers d'autres proies.

La prédation du hareng par le phoque commun semble très importante dans la zone 4WX (zone F) de l'OPANO, près de la Nouvelle-Écosse. Dans une section antérieure, on a calculé que la consommation actuelle de hareng par le phoque commun, dans cette zone, se chiffrait entre 2 000 et 2 900 tonnes. Cette évaluation peut être comparée aux prises de 1983 (81 000 t), et à la biomasse estimée dans la même zone (335 000 t). Il ne semble pas que la consommation par les phoques soit d'une grande importance dans cette zone.

Le hareng du Pacifique

Le hareng du Pacifique est l'objet d'une importante prédation par le phoque commun, l'otarie des Pribilof, l'otarie de Steller et l'otarie de Californie. Les estimations arrondies de la consommation calculée ci-dessus sont les suivantes:

Phoque commun	6 500 t
Otarie des Pribilof	2 000–3 000 t
Otarie de Steller	5 500–8 000 t
Otarie de Californie	3 000 t
Estimation de la consommation totale	17 000–20 500 t

Comme nous l'avons indiqué précédemment, il est vraisemblable que les quantités concernant le phoque commun constituent une sous-estimation.

La crevette

On sait que les diverses espèces de crevettes constituent, par moments, une grande partie du régime alimentaire des phoques du Groenland, surtout peut-être dans la partie nord de l'aire de répartition des phoques. Northridge (1986)

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

souligne, avec justesse, que si toute la consommation porte sur la principale espèce commerciale (*P. borealis*), on peut observer un écart important, en ce sens que de telles estimations provisoires de la quantité de crevettes consommées semblent être trop grandes lorsqu'on les compare aux évaluations actuelles de la taille des stocks de crevettes. On a identifié également, dans le contenu stomacal des phoques du Groenland, d'autres espèces de crevettes, comme *P. montagui*, (Sergeant, 1973, 1976), ce qui aurait tendance à réduire l'écart. À l'heure actuelle, nos connaissances sont très limitées sur les habitudes alimentaires des phoques et sur la répartition et l'abondance des crevettes, mais à l'extrême, les répercussions des habitudes du phoque du Groenland sur la pêche commerciale à la crevette peuvent être assez importantes, bien qu'elles puissent être aussi très faibles. La poursuite des études sur le régime alimentaire du phoque du Groenland, au moment opportun et aux bons endroits, devrait permettre de resserrer ce large éventail de possibilités.

Le saumon

La prédation des saumons par les phoques suscite énormément d'intérêt de la part du public et de l'industrie de la pêche. Cet intérêt est sans doute hors de proportion avec la quantité réelle de saumon consommé, mais il est stimulé, à la fois par la valeur du poisson, et par le fait que la déprédation, qui s'effectue au moment où le saumon quitte la mer pour entrer dans les cours d'eau lors de sa migration de frai, est relativement évidente.

Sur la côte de l'Atlantique, il semble que le phoque gris soit la seule espèce à se nourrir de saumon, même si d'après son comportement ailleurs, on s'attendrait à ce que le phoque commun se nourrisse aussi de saumon à l'occasion. Nous ne possédons aucune donnée sur la proportion de saumon qui sert à l'alimentation du phoque gris, mais cette espèce ne semble pas représenter un élément important. La consommation totale d'aliments par le phoque gris est évaluée à environ 240 000 tonnes. Les prises commerciales actuelles de saumon sont comprises entre 1 000 et 2 000 tonnes environ. Donc, si le saumon ne constituait que de 0,4 % à 1 % des aliments du phoque gris, la consommation serait égale aux prises. Une proportion aussi faible est impossible à évaluer avec précision à partir d'observations directes de leur présence dans le régime alimentaire de ces animaux. Northridge (1986) fait mention de preuves selon lesquelles le taux de prédation du saumon par le phoque gris ne varie peut-être pas tellement avec les fluctuations du nombre de phoques. Étant donné que la pêche au saumon de l'Atlantique est maintenant très limitée, et en fait, interdite dans certaines rivières, il se peut que la prédation par le phoque gris soit plus importante sur la remonte que sur les prises.

Sur la côte du Pacifique, les saumons de diverses espèces sont consommés par le phoque commun, l'otarie des Pribilof et l'otarie de Steller; la consommation par l'otarie de Californie est sans doute relativement peu importante. Les estimations très provisoires de la quantité de poissons prélevée par les divers prédateurs sont les suivantes :

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

- Phoque commun : 6 000 t, principalement dans les petites îles et la partie inférieure des rivières.
- Otarie des Pribilof : 1 000 t–1 400 t et peut-être plus (Northridge, 1986), surtout au large, mais une partie dans les petites îles.
- Otarie de Steller : 2 700 t–3 600 t, surtout lorsque les rookeries et les échoueries sont proches des grandes remontes de saumon.

Pour la période allant de 1973 à 1982, on peut comparer ces estimations à une prise moyenne de 64 000 tonnes pour toutes les espèces de saumon réunies (Canada, MPO, 1984b).

Les espèces démersales

Différentes espèces de poissons démersaux, qui vivent dans le fond des océans, constituent une partie importante de l'alimentation de plusieurs espèces de phoques. La proportion des diverses espèces de ce groupe varie en fonction de la saison et de l'endroit; la petite taille de la plupart des échantillons du contenu stomacal des phoques analysés est également à la base des variations aléatoires relativement grandes des proportions enregistrées. Les observations de la proportion de poissons démersaux, en tant que groupe, sont, par conséquent, plus fiables et plus régulières que celles d'espèces individuelles. De même, ce sont les poissons démersaux en tant que groupe qui sont la cible de nombreuses pêches au chalut, et de certaines pêches à la ligne et au filet, bien que, ici encore, on observe des variations locales et saisonnières. Il sera donc très utile de comparer les estimations des prises et de la consommation par les phoques, puis d'essayer d'évaluer les répercussions possibles sur les poissons démersaux en général, plutôt que pour chacune des espèces.

Le phoque du Groenland se nourrit d'une faible proportion de poissons démersaux lorsqu'il occupe son aire de répartition au sud. D'après les données du tableau 24.1, sur les 555 estomacs contenant de la nourriture, un minimum de 39 (7 %) et un maximum de 66 (12 %) contenaient des restes de poissons démersaux. (La valeur élevée repose sur l'hypothèse peu probable que les 27 estomacs contenant des « aliments non identifiés » contenaient des poissons démersaux.) Étant donné qu'il est impossible de convertir avec précision le pourcentage d'occurrences en proportion réelle dans les aliments on considérera que la proportion de poissons démersaux dans le poids des aliments consommés par le phoque du Groenland se situe entre 7 % et 12 %. Cette proportion a sans doute des limites de confiance assez grandes, mais d'après les preuves, elle est beaucoup plus faible que dans le cas du capelan.

Il semble que les phoques à capuchon prélèvent une proportion beaucoup plus grande de poissons démersaux que les phoques du Groenland. Nous ne disposons d'aucune donnée en ce qui concerne les eaux canadiennes, mais d'après

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

les données du tableau 24.2 qui portent sur le Groenland, sur 1 341 estomacs contenant des aliments, un minimum de 649 et un maximum de 1 175 contenaient des poissons démersaux, ce qui représente une plage de 48 % à 88 %. Pour ce qui est des échantillons individuels, la plage est de 31 % à 90 % pour le sud du Groenland, de 94 % à 97 % pour le sud-est du Groenland, et de 75 % à 81 % , pour le nord-ouest du Groenland. Chez cette espèce, il semble qu'une grande partie des poissons non identifiés ou indéterminés appartiennent aux espèces démersales, de telle sorte que la valeur réelle se situe vers l'extrémité supérieure de la plage. Nous utiliserons une plage de 70 % à 90 % pour les prochains calculs.

Les phoques communs de la côte atlantique se nourrissent de divers poissons et invertébrés. D'après les données du tableau 24.3, 30 % environ du contenu stomacal était composé de poissons de fond commerciaux, mais ici encore, les limites de confiance doivent être grandes. Sur la côte du Pacifique, la proportion de poissons de fond est sans doute plus faible, compte tenu de la consommation plus grande de saumon et de hareng, mais la quantité de poissons de fond capturés (morue-lingue, poissons plats et merlu) est encore importante (Spalding, 1964).

Dans une section antérieure, nous avons indiqué que des espèces commerciales, notamment une forte proportion de poissons de fond, étaient régulièrement trouvées dans l'estomac des phoques gris de l'Atlantique Nord, y compris dans les eaux canadiennes. Il est probable, estime-t-on, que la proportion totale d'espèces commerciales du régime alimentaire du phoque gris soit de l'ordre de 60 % à 90 %, et que 70 % environ de ces dernières soient des espèces démersales, c'est-à-dire de 42 % à 63 % environ du total des aliments. De plus, une proportion inconnue, mais sans doute faible, des aliments consommés par le phoque gris, sera composée de lançons, eux-mêmes pêchés abondamment dans certaines parties de la région atlantique, bien qu'on ne les pêche pas, à l'heure actuelle, dans les eaux canadiennes.

L'otarie des Pribilof, du moins celle qui fréquente les eaux canadiennes, semble se nourrir surtout d'espèces pélagiques et semi-pélagiques. Tous les types de poissons figurant au tableau 24.6, considérés comme importants en Colombie-Britannique, appartiennent à cette catégorie, bien que certains poissons, comme le sébaste et la goberge de l'Alaska, constituent des espèces importantes pour les pêches commerciales au chalut dans d'autres régions. On peut donc ne pas tenir compte de la consommation de poissons de fond par l'otarie des Pribilof dans les eaux canadiennes.

Les deux espèces d'otaries qui fréquentent les eaux de la Colombie-Britannique semblent consommer surtout du hareng, mais il ressort des données examinées auparavant que les espèces démersales, en particulier l'aiguillat et le merlu, ont aussi leur importance. La consommation combinée de ces espèces par les otaries de Steller est évaluée entre 5 400 et 7 200 tonnes, soit environ 30 % d'un total de 19 000 à 26 000 tonnes. L'otarie de Californie ne visite la côte de la Colombie-Britannique que pendant l'hiver, lorsque le hareng est abondant; d'autres

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

espèces, notamment les poissons démersaux, peuvent donc constituer une proportion assez faible de leur nourriture, peut-être de 20 % à 30 % des 6 000 tonnes, c'est-à-dire 1 200 à 1 800 tonnes.

Les estimations de la consommation de poissons démersaux sont présentées au tableau 24.12.

Tableau 24.12
Estimations de la consommation de poissons démersaux

Espèce	Consommation totale (milliers de t)	% de poissons démersaux	Consommation de poissons démersaux (milliers de t)
<u>Côte de l'Atlantique</u> (Zones C-F)			
Phoque du Groenland	1 300	7-12	90-155
Phoque à capuchon	500	70-90	350-450
Phoque commun	17	30	5
Phoque gris	240	42-63	100-150
Total			540-760
<u>Côte du Pacifique</u>			
Phoque commun	54-72	20	10,8-14,4
Otarie de Pribilof	5-7	-	
Otarie de Steller	19-26	30	5,4-7,2
Otarie de Californie	6	20-30	1,2-1,8
Total			17,4-23,4

À des fins de comparaison, les prises combinées effectuées à la ligne à main et à la palangre, par des bateaux de pêche à la senne danois et écossais, et par des chaluts à panneaux, sur la côte de l'Atlantique, s'établissaient en moyenne à près de 630 000 tonnes en 1981-1982 (Canada, MPO, 1984a). Cette quantité est à peu près du même ordre de grandeur que celle des poissons de fond consommés par les phoques, bien que l'on observe des différences importantes entre les zones (les zones de consommation par les phoques se trouvent plus au nord), et au niveau de

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

la composition des espèces (les prises commerciales comportent une plus forte proportion de morue).

En 1981, sur la côte du Pacifique, les débarquements des principales espèces de poissons de fond (morue-langue, sébaste à longue mâchoire, morue du Pacifique et sole) s'élevaient à 17 000 tonnes environ; ici encore, cette quantité correspond à peu près à la quantité consommée par les phoques.

Comme le montre le tableau 24.11, la morue franche représente le poisson de fond le plus important pour les pêches de la côte est du Canada, constituant près de 40 % des prises totales. Elle est parfois considérée comme une importante source alimentaire pour les phoques du Groenland, mais les données ne corroborent pas ce point de vue. On a retrouvé des restes de morue chez seulement quatre phoques du Groenland, et en général, il semble que cette espèce préfère des proies plus petites. Le phoque gris se nourrit abondamment de poissons de fond d'assez grande taille. Le tableau 24.4 montre que la morue constitue environ 13 % des poissons commerciaux relevés dans les données de Mansfield et Beck (1977). D'après leurs calculs pondérés, la morue représente 14 % des aliments consommés, ce qui peut correspondre à 20 % environ des espèces commerciales composant le régime alimentaire de ces animaux. Mansfield et Beck signalent également que le phoque gris se nourrit de morue, au printemps, lorsqu'elle migre vers la zone côtière. Toutefois, les données montrent que la morue forme jusqu'à 49 % de l'alimentation des phoques à certains endroits du Royaume-Uni, avec une moyenne légèrement inférieure à 20 % (SMRU, 1985).

Nous ne possédons aucune donnée utile sur l'alimentation du phoque à capuchon dans la zone C. Étant donné que ce phoque se nourrit abondamment de grands poissons de fond, il est possible que la morue constitue une partie importante de son régime alimentaire, bien que l'on en ait enregistré qu'un petit nombre dans les données relatives au Groenland (tableau 24.2). Une estimation provisoire de la consommation de morue par les phoques pourrait s'appuyer sur l'hypothèse selon laquelle la morue représente le même pourcentage de poissons de fond consommés par le phoque à capuchon et le phoque gris que celui des prises commerciales de poissons de fond, abstraction faite de toute consommation par le phoque du Groenland. Ce calcul permet d'obtenir une estimation de la consommation comprise entre 200 000 t et 280 000 t environ. Au cours des dernières années, on a estimé que la biomasse de morue dans les zones C à F dépassait 2 millions de tonnes (Northridge, 1986). Les prises réunies s'élevaient à près de 500 000 tonnes, soit à environ le double de l'estimation provisoire de la quantité consommée par les phoques.

Le sébaste est une espèce de grand fond, et il est peu probable qu'il constitue une partie importante des aliments consommés par le phoque gris ou par le phoque du Groenland. Il peut-être une source alimentaire beaucoup plus importante pour le phoque à capuchon, et constitue environ 10 % des poissons présents dans les échantillons prélevés dans les eaux du Groenland (tableau 24.2).

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Si l'on applique cette donnée à l'estimation de la consommation totale par les phoques à capuchon de la zone C, la consommation estimée de sébaste est de l'ordre de 50 000 tonnes. En 1983, au Canada, le total des débarquements de cette espèce s'est élevé à 58 000 tonnes (Northridge, 1986).

De temps à autre, on a relevé la présence de diverses espèces de poissons plats dans l'estomac du phoque gris et du phoque commun, et à l'occasion, dans celui du phoque du Groenland. Les données sont peu abondantes, mais dans le cas du Canada (tableaux 24.3 et 24.4) et du Royaume-Uni (tableau 24.5), elles corroborent l'hypothèse selon laquelle les poissons plats constituent de 5 % à 10 % des aliments du phoque commun et du phoque gris, ce qui nous permet d'évaluer provisoirement la consommation totale, pour les zones C à F, entre 12 000 et 25 000 tonnes. Au Canada, les débarquements récents de poissons plats (1982) provenant des zones C à F, se sont élevés à près de 110 000 tonnes (OPANO, 1984). Selon Northridge (1986), la consommation de poissons plats par les phoques communs, dans les provinces Maritimes, est d'environ 2 000 tonnes. Sur ce nombre, environ 1 000 tonnes proviennent de la division 4VWX de l'OPANO, ce qui équivaut à peu près aux récents débarquements enregistrés dans cette zone. Dernièrement, les pêcheurs canadiens ont capturé beaucoup plus d'espèces de poissons plats, ce qui pourrait faire augmenter la concurrence qui existe entre phoques et pêcheurs.

Le lançon représente un cas particulier chez les poissons de fond. Il est l'objet d'une pêche spécialisée dans certaines eaux européennes, où il abonde par endroit, et il est aussi soumis, semble-t-il, à une forte prédation par le phoque gris. Selon la SMRU (1985), il représente entre 15 % et 80 % du régime alimentaire du phoque gris dans quatre endroits situés autour des îles Britanniques (tableau 24.5). Toutefois, le lançon ne constitue qu'un faible pourcentage des données provenant de l'Islande (tableau 24.5), et seulement 1 % des poissons énumérés au tableau 24.4. La Commission royale a cependant été avisée (Hardwood, 1985; Stobo, 1986) qu'au voisinage de l'île de Sable, le phoque gris se nourrit abondamment de lançon. Il est impossible d'évaluer quelle proportion des aliments consommés par le phoque gris au Canada est composée de lançon, bien que ce poisson puisse avoir une importance locale.

Autres espèces pélagiques et semi-pélagiques

Le capelan et le hareng sont les espèces pélagiques le plus souvent consommées par les phoques, dans les eaux canadiennes, et ce sujet a été traité dans des sections antérieures. Sur la côte de l'Atlantique, diverses autres espèces pélagiques sont consommées, en petite quantité, par le phoque du Groenland et le phoque commun, par contre, le phoque gris et le phoque à capuchon consomment très peu de poissons pélagiques. Le maquereau est sans doute la principale espèce consommée. Sur la côte du Pacifique, il semble que l'otarie des Pribilof se nourrisse presque exclusivement d'espèces pélagiques. Sa consommation de saumon et de hareng a déjà été abordée, et d'après les données du tableau 24.6, elle consomme

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

également une quantité importante de morue charbonnière. Si la proportion de cette dernière est semblable à celle du saumon ou du calmar, la quantité consommée peut être de l'ordre de 1 000 tonnes, comparativement aux débarquements de 1982 qui étaient d'environ 7 000 tonnes (Canada, MPO, 1984a).

Le calmar est un élément important du régime alimentaire du phoque commun, sur la côte est, et de l'otarie des Pribilof dans le Pacifique, mais aucun commentaire pertinent ne peut être formulé sur la quantité de poissons consommés par rapport à la taille des stocks ou des prises commerciales.

Effets sur les stocks de poissons commerciaux et sur les prises

Principes généraux

Dans les sections antérieures, nous avons examiné les données accessibles sur la quantité de poissons commerciaux consommés par les phoques, et établi quelques comparaisons avec la biomasse des stocks de poissons et les prises actuelles. Voici les questions importantes que l'on doit maintenant se poser: quel est l'effet de la prédation par les phoques sur la qualité de prises commerciales, et comment ces effets seront-ils modifiés si la taille des populations de phoques change? En fait, aucune observation directe n'a été faite qui puisse nous guider quant aux effets escomptés, et il faudrait poursuivre des expériences à long terme et sur une grande échelle pour obtenir des données pertinentes. Il faut donc avoir recours à une approche théorique fondée sur les principes biologiques fondamentaux en jeu.

Il faut souligner que l'approche adoptée est très semblable à celle utilisée pour évaluer les répercussions des pêches commerciales sur les stocks de poissons, et en particulier, les interactions entre les répercussions de deux ou plusieurs pêches portant sur la même espèce. Les deux types d'études comportent la formulation d'hypothèses semblables, comme celle relative à la réaction des stocks de poissons et de leurs prédateurs à la fluctuation du taux de réaction des stocks de poissons, que l'on ne peut jamais confirmer avec précision. Néanmoins, les évaluations effectuées par l'industrie de la pêche ont permis d'obtenir des données utiles pour prendre des décisions relatives à la gestion des pêches. Les membres de la Commission royale estiment qu'il en est de même pour les interactions entre les phoques et les pêches.

Les problèmes qui se posent sont très complexes, et même dans une situation idéale où l'on connaîtrait exactement le nombre de poissons de chacun des sexes et de chaque âge du stock, et le nombre de poissons consommés par les phoques, il serait encore impossible d'obtenir des résultats précis, à moins de connaître également le nombre de poissons prélevés par les pêches, la réaction des

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

pêches à un changement quelconque de l'abondance des poissons et l'influence des changements sur le recrutement des jeunes poissons du stock. Nos connaissances sur le nombre de prises commerciales et sur leur composition sont relativement complètes en ce qui concerne la plupart des pêches commerciales, et dans le cas de celles qui ont été le plus étudiées (par exemple le saumon et la morue franche), nous possédons beaucoup de données sur la taille de leur population et leur composition, bien que nous sachions relativement peu de choses sur le sujet de l'effet de la taille du stock sur le recrutement par rapport aux stocks de poissons. Nos connaissances sur le nombre de poissons consommés par les phoques, leur taille et leur composition par âge sont encore insuffisantes, ce qui entrave énormément les tentatives visant à évaluer les répercussions de la prédation par les phoques sur les prises de poissons commerciaux.

En mettant au point une étude théorique du problème, l'approche la plus simple serait de considérer que tout poisson qui n'est pas consommé par les phoques, par suite d'une baisse du nombre de phoques, sera par la suite capturé par des pêcheurs, de telle sorte que l'augmentation des prises commerciales serait égale à la quantité consommée antérieurement par les phoques. Inversement, dans ces conditions, si la quantité de poissons ingérés par les phoques augmente d'un nombre donné, le nombre de prises diminuera alors de la même quantité. Plusieurs raisons expliquent pourquoi cette approche simple conduit habituellement à des conclusions erronées; les modifications de la consommation par les phoques et des prises ne seront égales que dans certaines conditions particulières.

En premier lieu, ce ne sont pas tous les poissons qui auraient été consommés par les phoques qui seront capturés, si l'on élimine les phoques; une certaine partie d'entre eux mourront d'autres causes, dites « morts naturelles ». Cet aspect bien connu a été examiné par S.J. Holt dans son mémoire (Holt, 1985), et comme il l'a fait remarquer, la modification réelle des prises produite par une modification de la consommation par les phoques dépendra de l'intensité de la pêche, de la consommation par les phoques et du taux de mortalité naturelle. Plus le taux de mortalité par pêche sera élevé par rapport au taux de mortalité naturelle, plus la proportion de poissons consommés par les phoques qui sera transférée aux prises sera grande, si l'on élimine les phoques.

En termes plus simples, si un poisson qui aurait pu être consommé par un phoque aujourd'hui ne l'est pas, peut-être parce que le phoque a été abattu dans le cadre d'un programme d'abattage sélectif, ce poisson mourra de toute façon. Sa mort pourra être attribuable à des causes naturelles (vieillesse, maladie ou consommation par un requin), ou il pourra être capturé par un pêcheur. En supposant qu'il s'agisse d'un individu type de la population, le risque d'être capturé, et donc ajouté au rendement de la pêche, dépend du taux relatif de mortalité par pêche (F) et par causes naturelles (M). D'après un modèle simple (Annexe 24.1), si à la suite d'une modification du taux de prédation par les phoques, le nombre de poissons capturés et le nombre de poissons consommés par les phoques passent de C et H à C' et H' , la proportion de poissons qui n'est plus ingérée par les phoques

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

$(H-H')$ qui s'ajoute maintenant aux prises $(C'-C)$, est calculée par l'équation suivante:

$$R = (C'-C)/(H-H') = (F/M)/(1 + F/M)$$

ou $R = F/(F+M) = E$
 où E correspond souvent au taux d'exploitation.

R dépend donc seulement de la valeur relative du taux de mortalité par pêche et du taux de mortalité naturelle, et n'est pas touché par leur valeur absolue ni par le taux de prédation par les phoques. Le tableau qui suit illustre comment cet effet s'exercerait:

F/M	R
0,2	0,17
0,5	0,33
1	0,50
2	0,67
5	0,83

Ces calculs simples ne tiennent pas compte du fait que, en général, les poissons se développent pendant la période au cours de laquelle ils constituent des proies pour les phoques et pour les pêches. Si un poisson n'est pas consommé par un phoque, parce que ce dernier a été tué, mais que par la suite ce poisson est capturé par un pêcheur, il sera plus âgé, et donc probablement plus grand qu'il ne l'aurait été si le phoque l'avait ingéré. Ces calculs sous-estiment donc les répercussions des phoques sur les pêches en termes de poids.

Le groupe de travail spécial (CIEM, 1979) du Conseil international pour l'exploration de la mer a tenu compte de cet effet, et il a proposé une formule semblable à celle présentée ci-dessus. À l'aide de nos symboles et en extrapolant l'équation du CIEM à la durée de vie totale du poisson, l'équation devient :

$$R = (F/M)/(1 + F/M - G/M)$$

où G est le taux de croissance instantanée du poisson. Il est évident, d'après ce rapport, que le fait de tenir compte de la croissance du poisson a pour effet d'augmenter la valeur R . Si G était supérieur à M , la quantité ajoutée aux prises serait alors supérieure à la quantité de poissons consommés par les phoques.

L'une des faiblesses de ce modèle, tel qu'exprimé dans l'équation ci-dessus, est qu'il suppose que le poisson continue de croître à un taux instantané constant, alors que le taux de croissance de presque tous les poissons ralentit à mesure que le poisson vieillit. Des formes plus réalistes de ce modèle incluraient d'autres expressions pour la croissance du poisson.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

En général, G est supérieur à M chez les jeunes poissons, mais diminue à mesure que le poisson vieillit, et il y a un âge critique (Ricker, 1975) auquel G est égal à M , et la biomasse d'une classe d'âge, en l'absence de pêche, atteindrait sa valeur maximale. La plupart des poissons commerciaux, en particulier les poissons de fond, sont pêchés avant d'avoir atteint l'âge critique. Si la pêche est intense, de telle sorte que les poissons plus âgés à croissance lente ne constituent qu'une petite fraction de la population, la valeur moyenne de G sera supérieure à M , de sorte que R sera supérieur à 1,0.

De plus, ce modèle ne permet pas d'analyser les effets qui se feraient sentir si les phoques se nourrissaient de poissons plus âgés ou plus jeunes que ceux qui sont prélevés par les pêches, complication qui s'aggraverait si le taux de croissance peut varier avec l'âge. Ces problèmes peuvent être surmontés si l'on a recours à un modèle de population réparti par âge qui incorpore la croissance du poisson, et permet de faire une distinction entre la mortalité due à la pêche, à la prédation par les phoques et à d'autres causes naturelles.

Il est courant, avec de tels modèles, d'utiliser la courbe de croissance de von Bertalanffy (Beverton et Holt, 1957), qui tient compte d'une baisse progressive du taux de croissance avec l'âge. Trois modèles utilisant ce rapport ont été élaborés pour analyser le rapport entre les prises et la quantité de poissons consommés par les phoques. Un de ces modèles est illustré à l'annexe 24.2, et les deux autres dans Northridge (1986). D'autres modèles utilisant différentes fonctions de croissance peuvent facilement être élaborés, mais étant donné que la forme des courbes de croissance devra ressembler aux mêmes courbes naturelles, on obtiendra des résultats semblables.

Les courbes figurant à l'annexe 24.2 montrent les résultats d'une étude préliminaire sur la façon dont l'augmentation du rendement pour les pêches, par suite de la suppression de la prédation par les phoques, se comparerait à la quantité de poissons éliminés par les phoques. On suppose que le recrutement pour le stock de poisson est constant.

Les résultats montrent que le rapport entre le gain de prises par rapport à l'élimination par les phoques est modifié non seulement par l'intensité de la pêche et de la prédation par les phoques, mais aussi par l'âge respectif où les pêches et la prédation commencent à exercer des effets. En général, il semble que:

- Le gain relatif augmente à mesure que l'intensité de la pêche augmente.
- Le gain relatif tend à augmenter à mesure que l'intensité de la prédation augmente, surtout lorsque l'intensité de la pêche est forte.
- Le gain relatif est supérieur lorsque la prédation commence plus tôt que la pêche.

Il ressort des exemples cités que le gain pour les pêches peut être supérieur ou inférieur à la quantité de poissons ingérés par les phoques. Le rapport est

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

fonction du taux de mortalité relatif dû à la pêche, à la prédation par les phoques et à des causes naturelles, et de l'âge auquel les poissons sont vulnérables aux effets de la pêche et de la prédation. Dans l'exemple B, où la mortalité par pêche commence à la classe d'âge quatre, et la prédation par les phoques à la classe d'âge deux, le gain devient supérieur au retrait par les phoques lorsque la pêche est très intense, avec une valeur F d'environ 0,4 ou plus, et ce degré d'intensité est caractéristique de nombreuses grandes pêches.

On pourrait utiliser d'autres expressions, dans ces modèles, pour la croissance du poisson, mais on en tirerait les mêmes conclusions générales : le fait de tenir compte de la croissance augmente l'avantage potentiel pour les pêcheurs de réduire la prédation par les phoques.

Northridge (1986) a élaboré deux autres programmes informatiques fondés sur des modèles assez semblables, pour analyser d'autres aspects du problème. Le premier (Northridge, 1986, Annexe) est un modèle de rendement de type isoplèthe établi d'après l'équation de Beverton et Holt (1957) sur le rendement. Ce modèle illustre comment le poids des prises, à partir d'un niveau donné de recrutement pour le stock de poissons et avec un taux connu de prédation par les phoques, variera avec l'intensité de la pêche et la taille du poisson dès qu'il sera exploitable. Ce modèle peut être utilisé, par exemple, pour étudier comment il faudra modifier l'intensité de la pêche pour maintenir le même taux de prises après une modification du taux de prédation par les phoques. Si l'on compare les figures 4 et 5 de Northridge (1986), pour ce modèle donné et cet ensemble de paramètres, qui correspondent à ceux de la division 2J3K du stock de morue, lorsque le taux de prédation par les phoques est doublé, le taux de mortalité par pêche F doit passer d'environ 0,2 à plus de 0,5 pour maintenir le même nombre de prises (250 unités). Ou encore, si F conservait la même valeur, ce qui semble être plus probable, le nombre maximal de captures pour $F = 0,2$ passerait de 250 à 200 unités.

Dans le cadre de sa deuxième approche, Northridge (1986, Annexe) a utilisé un modèle de population semblable à celui signalé à l'annexe 24.2, pour développer des simulations montrant comment les prises et la consommation par les phoques évolueraient avec le temps. Ces simulations peuvent tenir compte des variations aléatoires, d'une année à l'autre, du nombre de recrues, et cette variabilité peut être fixée à des niveaux fondés sur des observations réelles des stocks de poissons. La simulation permet également de modifier le taux de prédation par les phoques au cours de l'analyse; toute modification du rendement peut être décelée en présence d'un recrutement variable.

Un certain nombre d'hypothèses doivent être formulées lorsque tous ces modèles sont appliqués pour étudier les effets de la consommation par les phoques sur les prises de stocks de poissons. Ces hypothèses, qui pourront être plus ou moins justifiées dans maintes situations, s'énoncent comme suit :

- une modification du taux de prédation par les phoques ne modifiera pas le taux de mortalité naturelle due à d'autres causes; cette hypothèse pourrait

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

être infirmée si une modification importante de l'abondance de poisson résultait de la variation du taux de prédation;

- la prédation par les phoques est répartie également dans toute la population;
- le taux de prédation par les phoques (c'est-à-dire la proportion du stock de poissons prélevée par les phoques) est indépendant de la densité des poissons. Cela peut constituer une erreur, dans un sens ou dans l'autre; si une espèce de poisson se raréfie, les phoques peuvent avoir tendance à rechercher une espèce plus abondante; par ailleurs, si un stock de poissons devient très dense localement, il se peut que les phoques aient besoin d'une plus petite proportion de ce stock pour satisfaire leurs besoins alimentaires;
- le taux de croissance du poisson et le taux de recrutement ne sont pas fonction de la densité.

Lorsqu'on utilise de telles approches pour établir les répercussions des populations de phoques sur les stocks de poissons, il faut aussi formuler des hypothèses au sujet du rapport entre le taux de mortalité due à la prédation par les phoques et le nombre de phoques dans la population. À l'heure actuelle, il ne semble pas justifiable d'adopter une hypothèse autre que celle selon laquelle le taux de prédation est proportionnel au nombre de phoques. Ces facteurs, et d'autres, qui peuvent influencer sur l'ampleur des répercussions de la prédation par les phoques sur les prises de poissons commerciaux, seront traités plus en détail dans le présent chapitre.

L'analyse précédente porte sur les cas où la prédation par les phoques et la pêche commerciale agissent toutes les deux pendant une période prolongée de la vie du poisson; on observe en général un certain chevauchement entre les deux. Une situation assez différente se présente lorsque les phoques et la pêche entrent en concurrence pour les poissons qui migrent et se trouvent à un point stratégique de leur périple de retour : les poissons se trouvent entre deux feux. Dans le contexte actuel, le saumon du Pacifique en est le meilleur exemple. Nous possédons peu de données concrètes, à l'heure actuelle, sur l'existence d'une situation identique dans le cas du saumon de l'Atlantique.

Dans un tel cas, on peut probablement ne pas tenir compte de la mortalité naturelle pour la durée de la pêche. Les poissons qui ne seront plus consommés par les phoques seront maintenant prélevés en partie par la pêche, tandis qu'une autre partie pourra frayer. Le gain au niveau du nombre de poissons capturés sera donc toujours inférieur au retrait initial effectué par les phoques. Il se peut aussi que l'on puisse faire abstraction de la croissance, de telle sorte que le gain proportionnel sera le même pour le nombre de prises ou le poids des prises.

Il est possible d'obtenir une formule assez simple, si l'on suppose que les phoques et les pêches interviennent simultanément pendant une période, et que tout poisson qui n'a pas été prélevé, par l'un ou par l'autre, constitue l'échappée. On peut voir à l'annexe 24.3 que si N = le total de la remonte : C = les prises : H = le

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

retrait par les phoques : et E = l'échappée, en l'absence de phoques, la nouvelle échappée E' est alors calculée par l'équation suivante :

$$E' = N^{H/(C+H)} E^{C/(C+H)}$$

Les nouvelles prises sont donc calculées par l'équation :

$$C' = N - E'$$

Dans un exemple fictif lorsque $E = 200$, $C = 600$ et $H = 200$ on a alors $E' = 299$ et $C' = 701$ de telle sorte que la proportion de phoques prélevés qui doit être ajoutée aux prises est égale à $101/200 = 50,5\%$.

Si le retrait par les phoques est relativement faible pour $E = 2\ 000$, $C = 6\ 000$ et $H = 200$, l'addition relative aux prises devient alors $107/200 = 53,4\%$. Si, dans le cadre de ce modèle, les prises sont réduites à 4 000 par rapport à la même population, l'ajout relatif est donc de $61/200 = 30,5\%$.

Dans l'analyse qui précède, on a supposé que l'effort de pêche est maintenu constant, comme cela semble approprié lorsque l'on tient compte de nombreuses pêches de type pélagique ou démersal. Toutefois, dans le cas de certaines pêches se trouvant entre deux feux, comme celle du saumon du Pacifique, on peut surveiller l'échappée réelle, et il reste une capacité de pêche supplémentaire qui, en vertu des règlements, n'est utilisée que pendant une période limitée. Dans de tels cas, on peut rapidement ajuster l'effort de pêche de façon à maintenir l'échappée au niveau désiré, et lorsque cela se produit, tout le surplus de poissons qui devient disponible par suite d'une baisse de la prédation par les phoques, ou une partie de ce dernier, peut être ajouté aux prises.

Effets dus à la taille

D'après l'analyse de l'annexe 24.2, le taux de mortalité due à la pêche (F) et à la prédation par les phoques (S) est constant au-delà d'un certain âge, et en premier lieu, les deux types de mortalité s'exercent sur le même intervalle d'âges. Des modèles plus complexes montrent que le rapport R variera si les phoques et les pêcheurs prélèvent des poissons de différentes tailles. Si le régime alimentaire des phoques est composé de poissons plus petits que ceux qui sont prélevés par les pêches, cette situation aura tendance à accroître les répercussions sur les prises d'un poids donné et consommé. L'importance de l'écart, s'il en est, entre l'âge du recrutement pour les pêches et l'âge où le poisson est consommé d'abord par les phoques dépendra, à la fois de la taille du poisson que des espèces particulières de phoques préfèrent en général et de la taille atteinte par chacune des espèces de poissons. En général, il est probable que les espèces de phoques de grande taille (par exemple, le phoque gris, le phoque à capuchon, les otaries à fourrure mâles, et les otaries de Steller et de Californie) ingèrent des poissons plus gros que les

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

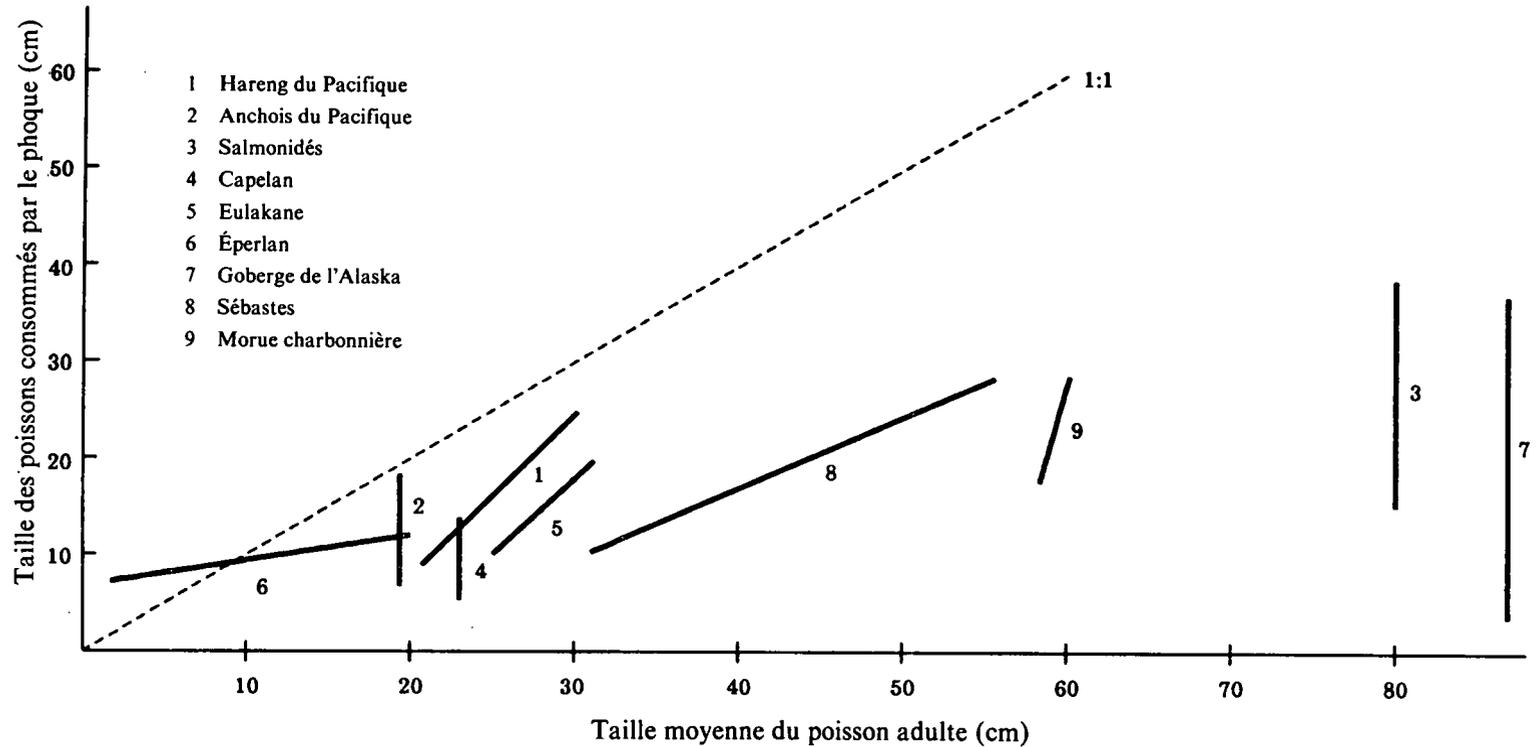
phoques de plus petite taille (par exemple, le phoque du Groenland, le phoque commun et les otaries à fourrure femelles). Spalding (1964) a montré que les espèces de poissons de grande taille (celles dont la longueur moyenne à l'âge adulte est de 25 cm ou plus) constituaient une plus forte proportion de la nourriture des otaries de Steller et de Californie que les petites espèces (dont la longueur moyenne à l'âge adulte est inférieure à 25 cm), alors que l'inverse était vrai pour le phoque commun.

Il semble probable, aussi, d'une façon générale, que toute différence d'âge (ou de taille) entre les poissons consommés par les phoques et ceux prélevés par des pêcheurs commerciaux, aura tendance à s'accroître avec la taille atteinte normalement par le poisson. Les poissons, dont la taille normale à l'âge adulte est à peine supérieure à la taille à laquelle ils sont d'abord capturés par les phoques, montreront probablement peu de différence; cet écart sera sans doute important chez les poissons dont la taille à l'âge adulte est beaucoup plus grande que celle à laquelle ils sont d'abord prélevés par les phoques. La seule comparaison exhaustive de la « taille normale à l'âge adulte » de diverses espèces de poissons avec la taille des poissons consommés par les phoques porte sur les otaries à fourrure en migration (femelles et jeunes mâles) sur les côtes de l'Amérique du Nord, et a été publiée par Perez et Bigg (1985). La figure 24.2 résume les données de leur tableau 4; pour chaque espèce, la ligne joint le point qui correspond à la taille minimale dans l'estomac des phoques et à la taille minimale à l'âge adulte au point qui correspond à la valeur maximale des deux plages de valeurs. Il est évident que, pour ces pinnipèdes, la taille préférée est comprise entre 10 cm et 30 cm de longueur, et qu'au-dessus d'une longueur de 15–20 cm à l'âge adulte, l'écart s'accroît entre la taille des poissons consommés et la taille à l'âge adulte à mesure qu'elle augmente. Dans la plupart des pêches, la taille des poissons qui sont capturés de préférence correspondrait à peu près à l'intervalle des tailles à l'âge adulte, ce qui signifie que pour les espèces de poissons de grande taille, les phoques s'attaqueraient à des poissons plus jeunes que les prises commerciales.

Le phoque gris est plus gros que l'otarie à fourrure femelle, et il semble, en général, qu'il se nourrisse de gros poissons lorsqu'ils sont disponibles, bien que, comme nous l'avons mentionné précédemment, il ingère une grande quantité de lançons relativement petits lorsque l'espèce abonde. À certains endroits, les phoques gris consomment de grandes quantités de morue, qui constituent environ 50 % de leur régime alimentaire aux îles Farne et May, sur la côte est des îles Britanniques (SMRU, 1985). Les poids moyens de la morue trouvée dans l'estomac des phoques de ces régions sont respectivement de 1 050 g et 450 g.

Ces poids sont inférieurs au poids moyen de la morue des pêches commerciales, ce qui montre que les phoques consomment des morues plus jeunes que celles qui sont prélevées par les pêches. Si l'on ne tient pas compte de cette donnée, dans le modèle, les répercussions de la prédation sur les pêches seront sous-estimées.

Figure 24.2
Rapport entre la taille des poissons adultes et celle des poissons consommés par l'otarie des Pribilof



Source: Perez et Bigg (1984, tableau 4).

Note: La ligne représentant chaque espèce joint le point qui représente les niveaux inférieurs des deux fourchettes au point qui représente les niveaux supérieurs des deux fourchettes.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Si les espèces commerciales de grande taille peuvent atteindre assez rapidement la taille à laquelle elles sont moins vulnérables aux attaques des phoques, il en résultera un effet notable sur les répercussions de la prédation par les phoques sur les prises commerciales. À titre d'exemple, des analyses, effectuées à l'aide d'un modèle comportant des paramètres semblables à ceux du stock de morue de la mer du Nord décrit antérieurement, ont montré que lorsque les phoques s'attaquent à la classe d'âge un et la pêche à la classe d'âge deux, l'effet de la consommation par les phoques sur les prises était presque deux fois plus important ($R=1,4$) si la prédation par les phoques s'étendait seulement à la classe d'âge quatre, qu'il ne l'était ($R=0,8$) si la prédation, comme les pêches, touchait la morue de tous les âges au-delà du point critique. Toutefois, les effets sont complexes, et il faudrait analyser chaque cas sur lequel nous possédons des données.

Application à des espèces particulières

Dans les sections qui suivent, nous appliquons ces principes généraux et ces techniques mathématiques aux principaux groupes de proies. Au lieu de décrire en détail les répercussions de toute modification de la consommation par les phoques sur les stocks de poissons et les prises de poissons commerciaux, les résultats ont été résumés en fonction du rapport probable, R , entre la modification des prises et la quantité consommée par les phoques. Cette méthode tient compte explicitement du taux de mortalité due à la pêche, aux phoques et à d'autres causes, et de la croissance des poissons. Elle est assujettie aux hypothèses analysées précédemment (par exemple, les poissons consommés par les phoques sont, à d'autres égards, des individus types de la population). Cette méthode est sans doute valable (sujette à la validité de ces hypothèses) pour les petites fluctuations de la consommation par les phoques, mais elle peut avoir moins de valeur dans le cas de grandes modifications lorsque des effets de deuxième ordre (les modifications compensatoires pour d'autres causes de mortalité, par exemple) peuvent devenir importants. Toutefois, d'après le modèle, le taux de mortalité due à des causes naturelles autres que la prédation par les phoques (M , à l'annexe 24.2) ne varie pas si la prédation par les phoques est réduite. En d'autres termes, les poissons, qui, à l'heure actuelle, ne sont pas ingérés par les phoques, sont répartis entre les pêches et les autres causes de mortalité dans le même rapport que celui qui existait avant que la population de phoques ne soit réduite : cela signifie que le nombre de phoques dont la mort est due à ces causes augmentera. Par la suite, le nombre d'autres prédateurs rivaux devra peut-être être accru.

Il faut remarquer que les données présentées dans le présent chapitre portent sur l'impact total du stock d'une espèce de phoques sur les prises de poissons, c'est-à-dire sur l'augmentation théorique des prises de poissons si tous les phoques de cette espèce devaient être éliminés ou ne consommaient plus d'espèces commerciales. Cette hypothèse présente un certain intérêt dans le cadre de cet exposé, mais elle n'a aucune valeur pratique. De plus, des modifications importantes de la consommation, des stocks et des prises de poissons seraient

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

théoriquement en jeu, et plusieurs des hypothèses utilisées pour calculer le rapport R pourraient bien être réfutées. Le chapitre 29 sur la régulation des effectifs porte sur la question plus réaliste de ce qu'il adviendrait aux prises de poissons s'il se produisait une modification légère ou modérée de la consommation par les phoques, ou si une population susceptible de s'accroître était maintenue stable. Telles qu'elles ont été utilisées ici, il est plus probable que les hypothèses qui ont servi au calcul de R seront respectées. En d'autres termes, les chiffres sur les répercussions totales présentés ici doivent être traités avec prudence, mais ceux relatifs à l'effet sur les répercussions des modifications plus restreintes de la population, cités dans le chapitre sur la régulation des effectifs, sont sans doute plus fiables.

Le capelan

Selon Pauly (1980), l'estimation du taux de mortalité naturelle (M) et du coefficient de croissance de von Bertalanffy (K), pour le capelan de la région du Labrador est, respectivement de 1,3 et de 0,48. Le total des prises admissibles (TPA) de capelans, d'après Northridge (1986), a été calculé comme correspondant à 10 % de la biomasse initiale, et pour $M = 1,3$, la valeur implicite de F est de 0,19. Toutefois, les prises récentes ont été peu nombreuses, et la valeur actuelle de F est bien inférieure à ce nombre. Dans une section antérieure, on a indiqué que la prédation par les phoques représente probablement entre 1 % et 5 % de la prédation totale; abstraction faite de la mortalité naturelle due à des causes autres que la prédation, cela signifie que le taux de mortalité due à la prédation par les phoques (S) est compris entre 0,01 et 0,06 et que, en conséquence, le taux de mortalité non attribuable aux phoques (M') se situe entre 1,3 et 1,2. Ces valeurs de K , M' , F et S peuvent être utilisées dans la formule élaborée à l'annexe 24.2 pour évaluer le paramètre R . Il faut également attribuer des valeurs à T_r , l'âge auquel les poissons sont d'abord prélevés par la pêche, et T_s , l'âge auquel ils sont la proie des phoques pour la première fois. Quelques résultats sont indiqués dans le tableau qui suit :

		F	0,05	0,10	0,19
		M	1,20	1,20	1,20
		S	0,04	0,04	0,04
T_r	T_s				
2	1		0,06	0,11	0,19
2	2		0,05	0,10	0,17
3	2		0,04	0,09	0,16
3	3		0,05	0,09	0,15

Pour les calculs qui suivent, nous avons utilisé une valeur centrale de 0,10 qui correspond à peu près à $F = 0,1$, ou à environ la moitié de la valeur que l'on juge nécessaire pour obtenir les valeurs actuelles du TPA. Toutefois, étant donné la

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

faible intensité actuelle de la pêche au capelan, cette façon de procéder peut tout de même surestimer les répercussions de la prédation des phoques sur les prises actuelles.

Le hareng atlantique

C'est le phoque du Groenland qui est le principal prédateur de certains stocks de hareng de la côte est, bien que le phoque commun et le phoque gris s'en nourrissent également. Le sud du golfe du Saint-Laurent est la principale zone de prédation par les phoques du Groenland, et le même modèle peut être utilisé pour analyser l'effet qu'aurait sur les prises commerciales le prélèvement d'une certaine quantité de harengs atlantiques par les phoques de cette zone. D'après Northridge (1986), pour la valeur des paramètres, les phoques et la pêche commencent à prélever des harengs de classe d'âge deux, le taux de mortalité par pêche (F) est de 0,3, et le coefficient de von Bertalanffy (K), de 0,616. Le taux total de mortalité naturelle (M) du hareng varie d'un stock à l'autre pour un intervalle compris entre 0,2 et 0,4 (Pauly, 1980). La proportion (R) de la modification de la prédation par les phoques qui se manifestera au niveau des prises dépend donc de la proportion de la mortalité naturelle totale qui est attribuable à la prédation par les phoques. Le tableau suivant donne la valeur de R pour différentes proportions de la mortalité totale (S), S correspondant au taux de mortalité due à la prédation par les phoques.

S/M	$M = 0,2$	$M = 0,4$
0,05	0,75	0,55
0,25	0,83	0,63
0,5	0,94	0,77

Il semble que, dans le cas du hareng atlantique, une variation du nombre de poissons consommés par les phoques produira sans doute une variation légèrement plus petite du nombre de prises. Dans les calculs suivants, R sera égal à 0,7.

La consommation de hareng par le phoque commun s'effectue en grande partie dans une zone différente (4WX), et porte sur un stock différent de celui du phoque du Groenland. Dans une section antérieure, la consommation a été évaluée entre 2 000 tonnes et 2 900 tonnes environ par rapport à une biomasse de 335 000 tonnes et à des prises de 81 000 tonnes. D'après le rapport entre les prises et la biomasse, la valeur F de ce stock ne diffère pas de celle de la zone 4T, et dans ce cas, il est probable, ici encore, que toute modification de la consommation par les phoques produira une modification légèrement plus petite des prises. Toutefois, étant donné que l'action des phoques semble très peu importante par rapport aux prises, l'effet, par exemple, d'une augmentation ou d'une réduction de 25 % du stock de phoques, aurait des conséquences beaucoup moins visibles sur les prises de la zone 4WX qu'une modification identique dans la zone 4T.

Le hareng du Pacifique

Depuis 1972, la biomasse de hareng avant la saison, sur la côte de la Colombie-Britannique, s'est établie en moyenne à 900 000 tonnes environ, et le nombre moyen de prises à environ 50 000 tonnes (Haist *et al.*, 1985). Selon Pauly (1980), les valeurs K et M pour le hareng du Pacifique, dans les eaux de la Colombie-Britannique, sont respectivement de 0,48 et de 0,50. D'après les estimations de la biomasse et des prises, F est d'environ 0,075. Puisqu'il semble probable que la consommation par les phoques soit d'environ la moitié de cette valeur, on peut considérer que S est d'environ 0,04, et le taux de mortalité naturelle par d'autres causes, de 0,46. Ces valeurs peuvent être utilisées dans le modèle de l'annexe 24.2. Les résultats révèlent que la modification des prises correspond à 18 % de la modification de la consommation par les phoques. Le taux de consommation par les phoques n'aura pratiquement aucune influence sur cette valeur; elle augmente lentement avec le taux de mortalité due à la pêche, et atteint près de 40 % si F est égal à 0,20, ce qui semble une valeur élevée peu probable. Le modèle n'est pas très sensible non plus en ce qui concerne un intervalle d'âges auxquels les phoques et les pêches commencent à s'attaquer aux poissons; dans les calculs ci-dessus, les classes d'âges considérées sont respectivement de deux et de trois ans. La réduction du taux de mortalité naturelle, en excluant les phoques, tend à augmenter la valeur R , mais de façon très lente.

L'estimation ci-dessus s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle la pression de la pêche demeurerait constante s'il y avait une modification de la prédation par les phoques. Toutefois, au Canada, la pêche au hareng du Pacifique a été gérée, au cours des dernières années, dans le but de maintenir un stock de géniteurs relativement constant. Si cette politique est poursuivie, il en résultera un accroissement de la pression de la pêche si l'on réduit la prédation par les phoques, et par conséquent, les prises augmenteront dans une proportion supérieure à celle qui a été calculée en fonction des hypothèses du modèle de l'annexe 24.2, c'est-à-dire que R atteindra une valeur de 1,0.

Le saumon

Une grande partie de la prédation des différents stocks de saumons par les phoques s'effectue à peu près au même moment que la pêche, et dans ce cas, le modèle décrit à l'annexe 24.3 peut être appliqué. Le rapport entre les prises et l'échappée désirée peut varier énormément d'un stock de saumons à l'autre, en fonction de l'espèce, de facteurs environnementaux, et surtout, de la taille des géniteurs par rapport au niveau optimal. L'échappée maximale peut être comprise entre une petite fraction des prises admissibles et plusieurs fois le nombre de prises admissibles. À partir des données susmentionnées sur les prises et la consommation par les phoques, avec des rapports entre l'échappée et les prises de 0,2, 1,0 et 2,5 (qui ne couvrent pas entièrement l'intervalle des valeurs possibles), les proportions correspondantes de la consommation transférées aux prises s'élèvent à 38 %, 70 %

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

et 84 %. Par conséquent, bien que la réduction de la consommation par les phoques devrait, d'après ce modèle, entraîner une augmentation des prises, cette augmentation sera inférieure à la baisse, et probablement inférieure à la moitié de cette baisse. Toutefois, nous avons déjà indiqué que lorsqu'il est possible d'ajuster l'effort de pêche, dans ces pêches hautement réglementées, de façon à maintenir le nombre de géniteurs au niveau désiré, presque tout le poisson qui n'est pas prélevé par les phoques sera disponible pour les prises.

Les poissons de fond

Le taux de croissance et le taux de mortalité des poissons de fond varient énormément, non seulement d'une espèce à l'autre, mais aussi d'un stock à l'autre au sein d'espèces comme la morue. Les calculs des valeurs pertinentes à ce groupe ne peuvent donc être qu'indicatives.

Pour ces calculs, une valeur de 0,2 a été utilisée à la fois pour le taux de mortalité naturelle totale (M) et pour le coefficient de croissance (K). D'après les résultats compilés par Pauly (1980), il semble qu'il s'agisse de valeurs centrales pour l'intervalle de valeurs couramment indiquées pour les gadidés (par exemple, la morue) et les poissons plats. L'âge auquel les poissons sont exploitables (T_r) et auquel ils sont vulnérables à la prédation par les phoques (T_s), la mortalité naturelle totale due à la prédation par les phoques et le taux de mortalité par pêche sont d'autres facteurs dont il faut tenir compte.

Les valeurs de R pour différentes combinaisons de ces paramètres sont résumées au tableau suivant :

		S/M						
		0,25	0,75	0,25	0,75	0,25	0,75	
		S	0,05	0,15	0,05	0,15	0,05	0,15
		M'	0,15	0,05	0,15	0,05	0,15	0,05
		F	0,10	0,10	0,20	0,20	0,30	0,30
T_r	T_s							
2	1	0,89	1,76	1,32	2,20	1,57	2,35	
2	2	0,76	1,40	1,11	1,78	1,29	1,85	
4	2	0,76	1,46	1,10	1,79	1,29	1,89	
4	4	0,60	1,08	0,86	1,30	0,98	1,35	
6	4	0,59	1,08	0,84	1,31	0,97	1,38	
6	6	0,52	0,88	0,73	1,09	0,84	1,13	

La valeur 0,75 pour le rapport S/M est sans doute beaucoup plus élevée que celle qui est observée dans la nature, mais nous la mentionnons pour illustrer l'effet

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

d'une augmentation de la proportion de la prédation par les phoques au niveau de la mortalité totale sur la valeur R , c'est-à-dire sur les répercussions sur la pêche.

La valeur R se situe en général entre 0,5 et 2,0, mais elle est comprise entre 0,5 et 1,5 lorsque S/M est égal à 0,25. Elle augmente à la fois avec S et F . L'intervalle diminue avec une augmentation de l'âge auquel les poissons sont vulnérables à l'attaque des phoques, bien qu'elle soit insensible aux modifications de l'âge de recrutement. Elle est également plus élevée lorsque les phoques commencent à prélever des poissons plus jeunes que l'âge de recrutement pour les pêches, que lorsque la prédation par les phoques et la pêche prélèvent des poissons de la même classe d'âge. Dans les calculs qui suivent, nous avons utilisé une valeur R de 1,0 pour les poissons de fond, mais une erreur de $\pm 30\%$ environ semble possible.

Les facteurs influant sur les répercussions

Nous avons élaboré ci-dessus des méthodes d'estimation de la quantité de poissons commerciaux consommés par les phoques et de l'effet de cette consommation sur les prises. Il existe un certain nombre de points qui peuvent influencer sur l'approche simple utilisée jusqu'à maintenant, et qui pourraient modifier les estimations s'il était possible d'effectuer une analyse plus détaillée, fondée sur des données plus complètes.

La répartition locale des stocks

Presque toutes les comparaisons qui précèdent s'appuient sur des estimations de stocks, de prises et de consommation portant sur de vastes régions. Dans le cas de petites régions où sont concentrés les phoques, les poissons qu'ils prélèvent peuvent représenter une proportion beaucoup plus grande du stock, et, sans doute, des prises commerciales. Cette situation peut exister, par exemple, au voisinage de rookeries, ou peut-être aux endroits où les phoques sont concentrés pour s'alimenter à partir d'un stock abondant, comme dans les estuaires fréquentés par les saumons lors de la remonte. Ce genre d'effets semblent être plus importants dans le cas d'espèces de phoques résidants, comme le phoque commun, le phoque gris et les otaries de Steller et de Californie, que pour les espèces plus migratrices que sont le phoque du Groenland et l'otarie des Pribilof. Toutefois, il semble que l'on n'ait peu ou pas de données sur l'importance de ces effets locaux. Si les zones dans lesquelles la concentration de phoques est élevée sont aussi des zones d'une importance supérieure à la moyenne pour les pêcheurs, ce qui est tout à fait possible, les répercussions globales des phoques sur les pêches seront donc accrues. Par ailleurs, il se peut également que les pêcheurs et les phoques exercent leur activité dans différentes zones, et dans ce cas, les répercussions de leur prédation seront moindres. L'ampleur des répercussions dépendra également, en grande partie, du taux de mélange qui existe dans les stocks de poissons. Si les stocks sont

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

composés d'un ensemble de petites populations, plus ou moins distinctes, les effets locaux seront beaucoup plus importants que s'il y avait un mélange important entre les stocks.

Les stocks de poissons en migration peuvent également être exposés, à différents degrés, à la prédation par les phoques au cours des différents étapes de leur cycle de déplacement.

La destruction qui s'ajoute à la consommation

Il arrive parfois que des phoques tuent d'autres poissons que ceux qu'ils consomment, ou, dans le cas des gros poissons, qu'ils en prélèvent un morceau sans les consommer entièrement. Selon le groupe de travail du CIEM (1981), il semble que les phoques gris tuent plus de poissons qu'ils n'en consomment. Cette situation semble plus manifeste lorsque les phoques s'emparent des poissons pris dans les engins de pêche, comme les filets maillants pour la pêche au saumon; ce sujet est traité également au chapitre 25. Si les phoques consomment une partie seulement des poissons qu'ils tuent, les estimations de la consommation correspondront à des sous-estimations du nombre total de poissons tués, et par conséquent, de l'effet sur le stock. Les membres de la Commission jugent que cet effet est minime par rapport à d'autres incertitudes au niveau des estimations.

La sélection des proies

Dans les équations simples, les poissons consommés par les phoques sont considérés à tous égards comme semblables au reste de la population. On suppose notamment que, s'ils ne sont pas capturés par les phoques, ils sont exposés au même risque de prélèvement que n'importe quel autre poisson. Nous avons déjà analysé les effets des différences entre les pêches et la prédation par les phoques sur la répartition par âge des poissons capturés ou leur zone d'activité. Toutefois, il pourrait y avoir d'autres différences entre les poissons capturés par les phoques et la population dans son ensemble, ou les prises commerciales. Les poissons ingérés par les phoques peuvent être notamment des animaux malades ou affaiblis qui, s'ils ne sont pas consommés ainsi, mourront sous peu d'autres causes, et seront donc, de toute façon, fort peu susceptibles d'être capturés. Nous ne possédons aucune donnée directe à ce sujet (voir UICN, 1982). Cet effet existe certainement dans le cas de certains gros prédateurs terrestres, surtout ceux qui tuent leur proie, de sorte que les répercussions, par exemple, des loups sur la population d'originaux, sont bien moindres que celles escomptées à partir de l'hypothèse simple. Lorsque la taille du prédateur est identique ou inférieure à celle de la proie (loup et original), il serait certainement raisonnable de la part du prédateur de s'attaquer aux individus les plus faibles de la population cible. Pour la plupart des phoques, le poids de la proie peut être inférieur de un ou de deux ordres de grandeur, et ils peuvent donc être

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

beaucoup moins enclins à s'attaquer aux individus malades. Il y a des exceptions : un saumon adulte n'est pas si petit par rapport à un phoque commun, ou même à un phoque gris, et ces animaux semblent être très adroits pour trouver des saumons en état de faiblesse, comme lorsqu'ils sont emprisonnés dans des filets maillants ou dans des trappes (voir le chapitre 25). En général, cependant, rien n'indique que les phoques consomment une grande proportion d'animaux malades ou vulnérables; les membres de la Commission estiment qu'une telle tendance n'est pas répandue au point d'infirmier les conclusions précédentes relatives à la proportion de poissons consommés par les phoques qui seraient capturés par les pêcheurs, s'ils n'étaient pas consommés par les phoques.

Les effets de deuxième ordre

Un autre aspect dont il faut tenir compte porte sur les effets moins directs, ou de deuxième ordre, sur les pêches commerciales de la consommation par les phoques de poissons autres que commerciaux. En principe, ces effets peuvent être importants ou négligeables, positifs ou négatifs. D'une façon générale, on peut s'attendre à ce qu'une plus grande prédation par les phoques d'une espèce de poisson, qui n'est pas elle-même la cible d'une pêche commerciale, soit avantageuse pour les pêches commerciales, si la proie est un prédateur d'espèces commerciales, ou un rival des espèces commerciales; elle sera préjudiciable si la proie des phoques représente une source alimentaire importante pour le poisson commercial. Ce raisonnement se complique du fait que la position trophique du poisson évolue à mesure qu'il croît (du stade larvaire à celui d'un gros poisson), mais il peut nous guider en ce qui concerne les effets de deuxième ordre.

Le phoque gris, qui fréquente les côtes de l'Écosse, peut être un exemple d'effet positif. Dans certaines régions, un élément important de son régime alimentaire est la lingue (SMRU, 1985), qui est elle-même une espèce commerciale de moindre valeur, mais un important prédateur d'autres espèces, notamment d'espèces commerciales de plus grande valeur, comme l'aiglefin et le merlan. Une consommation accrue par les phoques peut donc signifier un moins grand nombre de lingues, mais une plus grande abondance d'aiglefins et de merlans. Il peut en être ainsi, bien que si telle est la situation, on puisse soutenir que la meilleure décision, en termes de gestion des pêches, serait d'intensifier l'effort de pêche à la lingue, et par conséquent de tirer profit directement d'un accroissement des prises de lingue, de même que d'un plus grand nombre de prises d'autres espèces.

Les espèces de poissons qui sont ingérées à la fois par les phoques et les poissons commerciaux de valeur, peuvent elles-mêmes être exploitées ou non à des fins commerciales. Il semble que les espèces non commerciales consommées par les phoques soient surtout des petits poissons et des invertébrés, dont bon nombre servent de nourriture à la morue et à d'autres espèces commerciales. Il est tout à fait impossible de chiffrer avec précision ces effets de deuxième ordre, mais il semble raisonnable de supposer qu'ils tendront, en général, à augmenter les

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

répercussions négatives des phoques, répercussions estimées à partir des effets directs.

Les effets de deuxième ordre touchant les espèces commerciales de grande valeur marchande à deux niveaux de la chaîne trophique peuvent aussi être importants, mais ils seront encore plus difficiles à évaluer. La prédation par les phoques aura tendance à réduire l'accessibilité des deux espèces de proies pour les pêches, mais si la baisse du nombre de phoques entraîne une augmentation des prises d'espèces de niveau inférieur, il pourrait n'y avoir aucun avantage au niveau supérieur. La répercussion ultime dépendra de la façon dont la pêche aux deux espèces aura réagi à la modification des conditions et, dans une grande mesure, des valeurs relatives des deux espèces de poissons. En général, il est probable que les gros poissons du niveau supérieur aient une plus grande valeur que les espèces du niveau inférieur.

L'effet de deuxième ordre de ce genre qui semble avoir une importance est celui qui découle de la prédation du capelan par la morue, lequel est le poisson fourrage le plus important dans la région de Terre-Neuve. Les chiffres cités antérieurement sont une estimation de la mortalité totale du capelan due à la prédation de plusieurs millions de tonnes par rapport à des prises commerciales maximales d'environ 300 000 tonnes. La morue représente une forte proportion de cette prédation, peut-être les deux tiers. Une modification de la quantité de capelans consommés par les phoques entraînerait sans doute un certain degré de modification compensatoire de la quantité consommée par la morue. Il est impossible d'évaluer comment, en fait, la morue pourrait s'ajuster à une modification de la quantité de capelan disponible. Si la quantité de capelan diminuait, la morue pourrait combler ce manque par d'autres types de proies; si la quantité de capelan augmentait, il se pourrait que la morue ne puisse pas augmenter son taux de consommation en conséquence, ou elle pourrait compenser, en consommant un moins grand nombre d'autres poissons. Toutefois, il reste que, tout capelan qui n'est plus consommé par les phoques, doit être, en fin de compte, éliminé par une autre cause de mortalité. Au cours d'expériences, Kohler (1964) a constaté que l'efficacité de la transformation des aliments en poids était de 25 % dans le cas de la morue qui se nourrissait de harengs, ce qui permettait le maintien de la population. Ainsi, d'après cette observation, il semble que si la moitié de la quantité de capelan qui n'est plus consommée par les phoques était consommée par la morue, le poids supplémentaire de morue produit correspondrait à environ le huitième du poids de capelans qui ne sont pas consommés par les phoques. Les pêches prélèveraient une certaine proportion de cette production additionnelle de morue. Si cette proportion était identique à la proportion prélevée par les pêches parmi le surplus de poissons issu d'une baisse de la prédation par les phoques (c'est-à-dire, égale à R), l'avantage que pourrait en retirer l'industrie de la pêche semblerait intéressant par rapport à celui tiré directement de la pêche au capelan.

Le lançon, qui constitue une partie importante de l'alimentation des phoques gris à proximité de l'île de Sable, et qui est aussi la proie de gros poissons

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

commerciaux, est un autre exemple d'effets de deuxième ordre. Selon Leim et Scott (1966), le lançon représente plus de la moitié de l'alimentation de l'aiglefin de cette région.

Les effets compensatoires

Un dernier point qui pourrait réduire les éventuelles répercussions des phoques sur les stocks de poissons découle d'effets possibles qui sont fonction de la densité, ou d'effets semblables dans la population de proies et qui pourraient résulter de modifications de la consommation par les phoques (par exemple, des modifications compensatoires du taux de mortalité due à d'autres causes, des modifications du recrutement, ou de la croissance). Des effets similaires ont été proposés dans le but de modifier les répercussions estimées d'une pêche intense; ces effets ont été analysés par un grand nombre de spécialistes qui étudient la dynamique des populations de poissons, à la suite des travaux de base de Beverton et Holt (1957). Selon ces chercheurs, si l'on tient compte des effets qui sont fonction de la densité sur la croissance ou la mortalité naturelle, l'ampleur estimée des effets des modifications sur la quantité de poissons capturés sera légèrement réduite par rapport aux estimations obtenues à partir de modèles simples. L'ampleur des effets estimés sera accrue si l'on tient compte des effets du recrutement qui sont fonction de la densité. On peut appliquer les mêmes arguments aux prévisions des répercussions de la prédation par les phoques, c'est-à-dire que, si l'on considère les effets compensatoires sur la croissance et la mortalité (autre que celle due aux phoques ou à l'homme), l'ampleur de toute répercussion sera réduite, alors que le recrutement qui est fonction de la densité augmentera les répercussions estimées des phoques sur les prises de poissons.

De toute façon, si, à la suite d'une modification de la prédation par les phoques, l'effort de pêche est modifié en vue de maintenir le stock de poissons à peu près au même niveau cible, les effets qui sont fonction de la densité seront très minimes.

Les autres répercussions sur les stocks de poissons

Jusqu'à maintenant, l'analyse a porté sur les modifications des stocks de poissons et de leurs prises à la suite de la variation du nombre de phoques, et a supposé que les autres paramètres étaient égaux. Toutefois, les autres paramètres ne sont pas égaux, et les stocks de poissons des côtes canadiennes ont subi des modifications découlant de la pression de pêche ou de facteurs naturels autres que les phoques, qui dépassent tout changement susceptible d'être causé par une variation du nombre de phoques. Il se peut fort bien que des changements similaires se produisent à l'avenir.

Des facteurs environnementaux peuvent être à l'origine d'importants changements annuels du nombre de jeunes poissons atteignant une taille

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

exploitable, résultat, estime-t-on, de phénomènes survenus au cours des premières semaines ou premiers mois de vie (Hjort, 1914; Cushing, 1973). Ces facteurs ont joué un grand rôle dans la détermination des variations, par exemple, de certains stocks de capelans (voir ci-dessus). De tels changements à court terme peuvent masquer les modifications du niveau des prises dues à une variation du nombre de phoques. Ces effets ont été analysés précédemment, surtout en rapport avec les effets sur la morue franche. Des modifications à long terme, portant sur des décennies ou plus, peuvent aussi être importantes, et liées parfois à des modifications observables du climat. La fluctuation des stocks de morue au large de la partie occidentale du Groenland, au cours des années 1920, peut être clairement associée au réchauffement de l'eau et à son récent refroidissement (Cushing, 1982). Il se peut également que ce changement de température ait influé sur la répartition et peut-être sur l'abondance des phoques à capuchon (voir le chapitre 21).

L'exploitation par l'homme au cours de la dernière moitié du siècle a eu une répercussion prédominante sur les stocks de poissons au Canada. Dès 1975, les stocks de bon nombre de poissons ayant le plus de valeur, sur les deux côtes, ont vu leur abondance première fortement réduite par des prises importantes effectuées au Canada et, en particulier dans l'Atlantique, par des pêcheurs étrangers. Depuis les années 1930, le Canada, ainsi que d'autres pays concernés, ont engagé une action concertée dans le cadre d'ententes internationales visant à régler la situation, notamment la Commission internationale pour les pêches de l'Atlantique nord-ouest (CIPANO), concernant toutes les pêches de l'Atlantique, et d'un certain nombre d'ententes plus restreintes pour le Pacifique, dont des ententes bilatérales avec les États-Unis relativement au flétan et au saumon du fleuve Fraser. Ces dispositions ont permis de gérer les stocks avec un certain succès, bien que celui-ci soit loin d'être complet, en particulier sur la côte est. Dans ces régions, la nécessité de conclure des ententes avec de nombreux pays aux intérêts économiques divers signifiait souvent que les mesures adoptées étaient trop faibles et trop tardives.

Ce n'est qu'en 1977 que le Canada a été habilité à exercer un pouvoir réel, avec l'extension de sa juridiction sur les pêches. Depuis, des progrès considérables ont été réalisés pour rétablir certains des stocks les plus gravement en danger, notamment de nombreux stocks de morue franche, mais beaucoup de stocks sont encore au-dessous de leur seuil le plus productif, ou le plus rentable. En termes biologiques, les répercussions de la pêche sur de nombreux stocks sont trop fortes, et en termes économiques, la capacité de l'industrie de la pêche, hauturière et côtière, est trop grande. Une solution globale à ces problèmes impliquerait d'importantes perturbations sociales et économiques, au moins à court terme, et pose donc certaines difficultés. Les problèmes de l'industrie de la pêche sur les deux côtes ont été analysés dans un certain nombre d'études (Canada, Groupe de travail 1982; Canada, Commission des pêches du Pacifique, 1982), dont les rapports donnent tous les détails et fournissent toutes les références relatives à la documentation sur le sujet.

Certains porte-parole de groupes opposés à la chasse au phoque, même s'ils ne nient pas que les phoques consomment des poissons, ont souligné que les phoques

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

ne devaient pas être les boucs-émissaires de l'épuisement des stocks de poissons attribuable à une surexploitation par l'homme (Holt et Lavigne, 1982). Il est certainement vrai qu'au cours des dernières années, les pêcheurs auraient profité davantage de mesures visant à limiter et à renverser l'effet d'une sur-pêche que de mesures visant à limiter le nombre de phoques. Toutefois, cette constatation ne modifie en rien la conclusion selon laquelle la régulation des effectifs de phoques peut avoir des avantages, qui s'intensifieront à mesure que les efforts visant à gérer les pêches se concrétiseront par des résultats positifs.

Ces considérations n'influent pas sur les estimations quantitatives des effets des phoques sur les stocks de poissons et les prises. Les estimations établies dans le présent rapport s'appliquent en grande partie aux conditions actuelles de l'abondance des stocks de poissons et de la mortalité par pêche, et si ces conditions demeurent inchangées, et si les facteurs environnementaux influant sur l'effectif d'une classe d'âge restent eux aussi les mêmes, la validité des estimations ne changera pas. S'il y a des changements, les ajustements seront, en général, de peu d'importance. Si, par exemple, des facteurs météorologiques provoquent une diminution des stocks de poissons, les prises et la consommation par les phoques diminueront probablement. Les répercussions des phoques sur les prises, exprimées en tonnes de poissons, diminueront également, mais elles resteront à peu près les mêmes par rapport au pourcentage des prises, sauf dans la mesure où soit les phoques, soit les pêcheurs, modifieront leur taux de prédation, en se tournant, par exemple, vers des espèces plus abondantes.

Analyse

Jusqu'ici, l'analyse a porté sur la description de l'alimentation des phoques et de leur rapport avec les stocks de poissons. Elle porte maintenant plus directement sur la question fondamentale du mandat de la Commission royale, c'est-à-dire : est-il justifié de limiter le nombre de phoques à cause de leur concurrence avec les pêcheurs pour les poissons? Cette question peut être traitée en trois volets :

- La prédation par les phoques a-t-elle des répercussions, en d'autres termes, les phoques modifient-ils la taille des stocks de poissons, et par le fait même, la taille des prises par les pêcheurs?
- Quelle est l'importance, en fonction du poids et de la valeur, de la réduction des prises due aux phoques?
- Jusqu'à quel point cette répercussion serait-elle modifiée à la suite d'une modification du nombre de phoques?

Les répercussions existent-elles?

Selon les membres de la Commission, rien ne nous permet de douter que les phoques influent sur les stocks de poissons. Presque toutes les données

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

présentées et les mémoires soumis à la Commission royale s'accordent sur ce point, bien qu'il existe des écarts importants au niveau de l'ampleur et des répercussions économiques et sociales de cette influence. Le rapport d'un groupe de travail créé par l'Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (UICN), avec l'aide du People's Trust for Endangered Species et du Fonds international pour la protection des animaux, a conclu que :

Il s'agit d'abord de savoir si la préoccupation de l'UICN et d'autres organismes au sujet de la gravité du conflit, réel et virtuel (répercussions des pêches sur les mammifères marins et vice-versa), entre les mammifères marins et les pêches, est justifiée. Généralement parlant, la réponse est oui, malgré l'absence fréquente de données concluantes (UICN, 1982).

Premièrement, il n'y a aucun doute à ce sujet : les phoques se nourrissent surtout de poissons, et une partie importante, bien que variable, de ceux-ci se compose d'espèces commerciales.

Deuxièmement, nous avons pu, dans le présent chapitre, tenir compte des estimations de la quantité totale d'aliments consommés par les principales populations de phoques. Ces estimations s'appuyaient sur des données scientifiques de diverses sources. Bien qu'un certain nombre de points des données de base soient encore débattus, ces incertitudes sont relativement minimales. En tenant compte de ces incertitudes, les membres de la Commission jugent que les estimations de la consommation totale effectuée par la plupart des principales mouvées de phoques s'approchent vraisemblablement d'une précision de $\pm 40\%$.

Les estimations de la quantité consommée de poissons d'une espèce particulière sont beaucoup moins précises que celles de la consommation totale, à cause de la petitesse des échantillons et de la grande variabilité saisonnière et géographique. Toutefois, si la consommation d'une espèce est sous-estimée, celle d'une autre espèce doit être surestimée d'une même quantité afin de maintenir la consommation totale connue la plus précise.

Les estimations de la quantité consommée de groupes d'espèces semblables, considérés globalement, pourraient donc être beaucoup plus fiables que les estimations portant sur chacune des espèces. Aux fins de notre analyse, nous avons donc groupé les espèces, comme les poissons de fond exploités à des fins commerciales et capturés de la même façon et dans une même mesure par les pêches.

Même s'il est difficile de démontrer directement l'effet de la prédation des phoques sur les stocks et les prises de poissons commerciaux, bon nombre d'estimations de la consommation de poissons par les phoques sont du même ordre de grandeur que les prises effectuées par des pêches commerciales apparentées; la

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

capacité qu'a la pêche commerciale de réduire la taille des stocks de poissons à son propre désavantage n'a été que trop largement prouvée. Il semblerait s'ensuivre que les effets sur les stocks de poissons seront semblables, qu'une quantité donnée de poissons soit prélevée par les pêcheurs ou par les phoques, bien que les phoques, étant des animaux qui se nourrissent de façon opportuniste, aient moins tendance que les pêches à faire baisser les espèces privilégiées à un faible niveau.

Néanmoins, bien que les indications relatives au fait que les phoques peuvent avoir un effet sur l'abondance des stocks de poissons et sur la taille des prises soient irréfutables, on ne nous a rapporté aucun cas où une modification connue et quantifiée de l'abondance des phoques ait eu un effet mesurable sur les prises de poissons. À ce propos, voici ce qu'en dit S.J. Holt dans son mémoire (Holt, 1985) :

Il ressort de tout ceci qu'il n'existe aucun cas dans le monde où des données scientifiques, évaluées sans parti pris, étayent l'opinion selon laquelle les prises commerciales augmenteraient si le nombre de phoques était limité par un « abattage sélectif ».

Si cette déclaration doit signifier que l'on n'a pas démontré qu'il existait un rapport de cause à effet précis entre le nombre de phoques et les prises par les pêches, celle-ci est entièrement vraie. Dans la documentation scientifique, presque la seule démonstration évidente de l'effet d'une modification de l'abondance d'un mammifère marin sur une pêche porte sur les répercussions de la loutre de mer sur l'ormeau (Johnson, 1982; Wild et Ames, 1974). Dans ce cas-ci, les conditions montrant les répercussions étaient particulièrement favorables : l'ormeau est l'un des aliments de prédilection de la loutre de mer, les effets de cette dernière peuvent donc être importants, et l'on a noté une augmentation substantielle des populations de loutres de mer qui avaient frôlé l'extinction à la suite d'une grave surexploitation au XIX^e siècle.

Dans d'autres cas, lorsque des pêcheurs ou d'autres personnes ont exprimé leur préoccupation quant aux répercussions sur leurs prises du nombre croissant de phoques ou d'autres mammifères marins, il a été impossible de démontrer scientifiquement l'existence d'un rapport univoque entre un changement du nombre de mammifères marins et un changement des stocks ou des prises de poissons. Cette impossibilité s'explique bien : la base de données sur les phoques et les poissons est souvent insuffisante, l'ampleur escomptée des répercussions est incertaine, et le changement peut être minime par rapport aux autres sources de variations du système.

Northridge (1986) a utilisé son modèle de simulation pour examiner ce dernier point et vérifier si des variations assez importantes du taux de prédation par les phoques sur la morue pouvaient modifier sensiblement les prises, lorsqu'on tenait compte d'une variation aléatoire de l'effectif de la classe d'âge d'une année à

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

l'autre. Les valeurs des paramètres qu'il a utilisées sont basées sur les connaissances de la morue dans la région du Labrador, et les valeurs de la biomasse et des prises sont semblables à celles indiquées ci-dessus, avec une consommation par les phoques d'environ 150 000 tonnes. D'après les résultats, si l'on augmente la prédation par les phoques d'un facteur de 3 ($S=0,06$ à $S=0,2$), les prises diminueront de 29 % environ, ce qui semble correspondre à près de la moitié de l'augmentation de la consommation théorique par les phoques (Northridge, 1986, figures 14a, 14b). Selon Northridge, cette modification du nombre de prises sera décelable par des tests statistiques d'ici dix ans, mais cette proportion peut, en pratique, encore une fois, ne pas être démontrée scientifiquement de façon irréfutable, puisque d'autres facteurs agissant sur la situation, comme les changements climatiques ou les modifications de la pêche, auront pu se manifester.

Dans une autre simulation utilisant les mêmes paramètres pour le stock de morue (Northridge, 1986, figures 13a, 13b), une réduction de moitié de la consommation par les phoques augmente les prises de 9 % et il ne semble pas que le changement soit décelable par analyse statistique au cours des cinquante années pendant lesquelles les conditions modifiées ont été utilisées dans la simulation.

En résumé, beaucoup de facteurs peuvent compliquer la théorie simple selon laquelle moins les phoques consomment de poissons, plus il y en aura pour les pêcheurs; toutefois, aucun des facteurs considérés ici ne semble suffisant, seul ou combiné, pour modifier la conclusion selon laquelle les phoques ont effectivement des répercussions sur plusieurs pêches au Canada. De plus, rien de ce que les membres de la Commission ont entendu ou lu ne laisse supposer que la communauté scientifique entretienne des doutes sérieux quant à l'existence de ces répercussions. Les doutes qui existent ont trait à l'ampleur des répercussions. Cette question est traitée dans les pages qui suivent.

Quelle est l'ampleur des répercussions?

Les sections précédentes ont analysé les difficultés que présentait l'estimation de l'ampleur des répercussions; il est évident que tout chiffre obtenu sera tout au plus très approximatif. Par ailleurs, il ne faudrait pas exagérer le degré d'incertitude. Les estimations de la consommation totale par les principales mouées correspondent probablement à une précision de ± 40 %. Le pourcentage que représente une espèce donnée de poisson dans le régime alimentaire des phoques est très incertain, mais la somme de la consommation de chacune des espèces doit être égale à la consommation totale qui est relativement mieux connue. En regroupant les espèces qui occupent une position semblable dans la pêche, on peut donc ramener cette incertitude à un niveau qui donne aux estimations résultantes une certaine valeur pratique; elles peuvent par exemple indiquer si les répercussions seront suffisamment graves pour qu'on les analyse plus en profondeur.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Par conséquent, si l'on peut mettre un chiffre même très approximatif sur les pertes causées aux pêcheurs par la prédation des phoques, et que ce chiffre représente le nombre de dollars par tonne des principales catégories de poissons consommés par les phoques, on évitera nombre des problèmes qui surgissent lorsque l'on essaie de calculer séparément les pertes de chacune des espèces commerciales importantes. Nous tenterons dans les sections qui suivent de développer cette approche pour la région de l'Atlantique.

La première étape consiste à évaluer la quantité de poissons de chacune des principales espèces consommée par les phoques. Nous avons déjà indiqué que l'industrie canadienne ne prélève qu'une très petite quantité de poissons dans les eaux fréquentées, en été, par le phoque à capuchon et le phoque du Groenland, dans le détroit de Davis, sur la côte du Groenland et du nord du Labrador. Ces eaux constituent les zones A et B de la figure 24.1, et nous en ferons abstraction dans les calculs des répercussions approximatives des phoques sur la pêche de la côte de l'Atlantique.

Nous avons également traité des quantités probables des principaux groupes de poissons commerciaux capturés par chacune des espèces de phoques dans le reste des eaux canadiennes de cette côte (zones C à F).

La consommation totale estimée de chaque espèce de phoque des zones C à F et la quantité qui serait censée représenter chaque groupe d'espèces de poissons sont résumées au tableau 24.13. Nous avons déjà analysé en détail les estimations relatives au capelan, au hareng et aux poissons de fond. Les phoques gris ingèrent sans doute quelques saumons, mais la quantité est probablement minime, et aucune estimation ne peut être introduite dans le tableau. On pense que les phoques du Groenland consomment une quantité importante de crevettes, mais une bonne partie de cette quantité provient sans doute des zones A et B; l'estimation de la quantité de crevettes consommée dans d'autres zones ne peut s'appuyer sur aucune donnée, mais il est probable que cette quantité est inférieure à la quantité de capelans capturés. Nous avons déjà souligné précédemment que seuls les phoques du Groenland et les phoques communs se nourrissent abondamment d'autres espèces pélagiques; nous ne disposons d'aucune estimation valable de la proportion en cause, mais on suppose qu'elle est assez faible (tableaux 24.1 et 24.3).

La prochaine étape consiste à attribuer une valeur financière aux pertes causées par la consommation de poissons commerciaux, comme nous l'avons établi au paragraphe précédent. Ce processus comporte deux éléments: il faut tout d'abord évaluer la réduction des prises due à la consommation par les phoques et ensuite donner une valeur monétaire à cette réduction.

Dans une section antérieure, nous avons étudié le problème que pose la détermination de la valeur du rapport (R) entre la variation des prises et la quantité de poissons consommés par les phoques. Les valeurs estimées pour les principaux groupes sont :

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

capelan	0,1
hareng	0,7
poissons démersaux	1,0

L'effet de l'utilisation d'autres valeurs pour les paramètres démographiques, notamment l'âge relatif à la première capture par les phoques et par la pêche, et l'intensité de la prédation par les phoques, a été analysé antérieurement dans le cas de plusieurs espèces. D'après les résultats, d'autres combinaisons de valeurs probables pour les paramètres donnent ordinairement des estimations de R dans un intervalle de $\pm 30\%$ de la valeur centrale utilisée, et cet intervalle sera utilisé dans la prochaine étape des calculs.

En multipliant les valeurs de R par le prix habituel des différentes classes de poissons, on obtient un « facteur valeur » pour chaque classe dont on peut se servir pour convertir la quantité consommée en pertes pour l'industrie. C'est ce qui a été fait au tableau suivant, dans lequel les prix moyens sont arrondis à partir de valeurs tirées des statistiques officielles de 1981 et de 1982 (Canada, MPO, 1984a). Le facteur valeur représente la perte de prises pour l'industrie de la pêche, pour chaque tonne des différents types de poissons consommés par les phoques.

	Capelan	Autres espèces pélagiques	Poissons démersaux	Hareng atlantique	Saumon de l'Atlantique
R	0,07–0,13	0,5–0,9	0,7–1,3	0,5–0,9	0,7–1,3
Prix (\$/t)	200	250	350	250	6 000
Facteur valeur (\$/t)	14–26	125–225	250–460	125–225	4 200–7 800

Ces valeurs sont soumises à différents types d'incertitudes. Celles qui sont relatives aux valeurs de R ont été traitées précédemment. Les prix utilisés ne peuvent être qu'indicateurs, les prix réels variant en fonction du temps, des espèces de poissons et de leur taille, dans les catégories générales « autres espèces pélagiques » et « poissons démersaux ».

Les résultats de ces calculs pour les pêches de l'Atlantique au Canada sont indiqués au tableau 24.13. Celui-ci ne comprend aucune prévision pour les répercussions sur la pêche attribuables à la capture par les phoques du saumon de l'Atlantique, des crevettes ou du lançon, puisque les données disponibles pour ces espèces sont insuffisantes. Il est connu que les phoques gris, et probablement les phoques communs, ingèrent une certaine quantité de saumons de l'Atlantique. Étant donné la grande taille de ces poissons et leur très grande valeur (environ quinze fois celle de la morue), toute répercussion de la prédation par les phoques est relativement importante par rapport au nombre de poissons prélevés; l'évaluation, même approximative, du nombre de poissons consommés ne peut s'appuyer sur aucune donnée. Les crustacés, notamment une proportion de

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Tableau 24.13
Calculs indicateurs des pertes de prises pour les pêches canadiennes de la
côte est par suite de la prédation par les phoques

		Phoque du Groenland	Phoque à capuchon	Phoque commun	Phoque gris
Consommation totale (1 000 tonnes)		3 500	1 500	17	240
Consommation dans les zones C-F (1 000 tonnes)		1 300	500	17	240
Consommation d'espèces commerciales (1 000 tonnes)					
Capelan		30-130	-	-	-
Hareng		1-3	-	2-3	43-65 (18-27%)
Esp. démersales		90-155 (7-12%)	350-450 (70-90%)	5 (30%)	100-150 (42-63%)
Saumon		-	-	-	?
Crevette		?	-	-	-
Autres esp. pélagiques		?	-	1-3 (5-20%)	-
Total (1 000 tonnes)		121-288	350-450	8-11	143-215
	Facteur valeur				
Valeur (1 000 000 \$)	(\$/t)				
Capelan	14-26	0,4-3,4	-	-	-
Hareng	125-225	0,1-0,7	-	0,3-0,7	5-15
Esp. démersales	250-460	22,5-71	87-207	1,2-2,3	25-69
Saumon	?	-	-	-	?
Crevette	?	?	-	-	-
Autres esp. pélagiques	125-225	?	-	0,1-0,7	-
Valeur totale (1 000 000 \$)		23-75	87-207	1,6-3,7	30-84

crevettes, sont consommés en assez grande quantité par les phoques du Groenland dans leurs aires nourricières estivales et hivernales, mais il est impossible de lier la quantité consommée à des espèces précises, encore moins à la taille des stocks ou aux taux de prises. Ainsi qu'il a déjà été démontré, les tentatives dans ce sens n'ont révélé que des divergences apparentes dans les données. Le lançon est reconnu

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

comme un aliment important des phoques gris autour de l'île de Sable, mais aucune donnée ne nous permet d'évaluer la quantité consommée. Il n'y a en ce moment aucune pêche importante au lançon dans l'Atlantique Ouest.

Les intervalles indiqués au tableau 24.13, qui portent sur les évaluations des pertes, sont fondés sur les intervalles de valeurs adoptés pour la valeur R de chacune des catégories de poissons, et le pourcentage de chacune des catégories de poisson composant le régime alimentaire de chaque espèce de phoque. Il faut comprendre que les estimations les plus faibles des pertes calculées pour les espèces de phoques ne seront justes que si les valeurs exactes de R , pour toutes les catégories de poissons, correspondent aux valeurs les plus basses de l'intervalle, et si les valeurs exactes de tous les pourcentages du régime alimentaire, pour toutes les catégories de poissons, sont aussi égales aux valeurs les plus faibles de l'intervalle. De même, l'estimation la plus élevée du total des pertes ne sera exacte que si les valeurs réelles de tous les R et de tous les pourcentages du régime alimentaire correspondent aux valeurs les plus élevées de l'intervalle. Si quelques valeurs réelles sont proches des valeurs supérieures des intervalles et d'autres plus proches des valeurs inférieures, les pertes réelles se situeront donc à un point intermédiaire de l'intervalle donné. Si quelques valeurs réelles de R ou des pourcentages du régime alimentaire se situent en dehors des intervalles utilisés dans le tableau, les pertes pourront être supérieures ou inférieures à l'intervalle donné, mais cela ne se produira que si, par exemple, une valeur ou quelques valeurs sont inférieures à l'intervalle, et que toutes les autres correspondent aux valeurs les plus extrêmes.

Les estimations des pertes indiquées au tableau 24.13 s'appuient sur l'hypothèse selon laquelle les valeurs uniques utilisées pour la consommation totale de chacune des populations de phoque sont toutes exactes. Dans une section précédente, on a exprimé l'idée que ces estimations pouvaient être soumises à une probabilité d'erreur de $\pm 40\%$. Cette marge d'erreur peut donc s'ajouter à l'estimation des pertes attribuables à chacune des espèces de phoques. Il faut indiquer encore une fois que ces valeurs extrêmes ne seront applicables que si, dans le cas des valeurs inférieures, les valeurs réelles de tous les R et de tous les pourcentages du régime alimentaire se situent au début des intervalles donnés, et que les estimations de la consommation totale sont trop élevées de 40 %; ou dans le cas des valeurs supérieures, toutes les valeurs réelles sont à la fin de l'intervalle et les estimations de la consommation totale sont toutes trop faibles de 40 %. Les lecteurs devront faire preuve de jugement pour décider si de telles combinaisons d'erreurs sont probables.

Les estimations des pertes attribuables à chacune des espèces de phoques énumérées au tableau 24.13 n'ont pas été combinées pour obtenir une estimation du total des pertes dues à toutes les espèces de phoques de la côte de l'Atlantique. Deux raisons expliquent cette façon de procéder : premièrement, aux fins des applications pratiques, il faudra tenir compte de chacune des espèces de phoques pour établir la politique de gestion appropriée. Deuxièmement, il existe de grandes différences d'une espèce à l'autre quant à la nature des principales incertitudes qui

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

influent sur la valeur des estimations, et ces différences, combinées aux grandes différences entre les espèces relativement à l'ampleur des pertes estimées, auront tendance à rendre inutile tout processus de combinaison.

Il est fort probable que les problèmes majeurs d'évaluation de la précision de ces estimations concernent les phoques à capuchon et les phoques du Groenland. Dans le cas du phoque à capuchon, la plus grande incertitude réside dans le degré de prédation des stocks de poissons exploités par les pêches canadiennes. Au tableau 24.13, les auteurs ont supposé que les deux tiers des aliments de l'effectif du phoque à capuchon de l'Atlantique nord-ouest sont prélevés dans les zones A et B, où ces phoques ne rivalisent pas avec la pêche canadienne; on a supposé de plus, que de 70 % à 90 % du régime alimentaire des mammifères des zones C à F, qui se compose de poissons de fond, provient de stocks exploités par des Canadiens. Nos connaissances sont très limitées sur l'emplacement des principales aires nourricières des phoques à capuchon des zones C à F et, surtout de leur rapport avec les principaux lieux de pêche. Il n'est donc pas impossible qu'il y ait moins de chevauchement, et donc, moins de répercussions, que ne le laisse supposer le tableau. De plus, les données relatives à la proportion de poissons de fond commerciaux dans leur régime alimentaire reposent sur des données pour le Groenland, et nous ne disposons pas encore de données utiles pour les eaux canadiennes. La valeur réelle ne peut pratiquement pas être plus élevée que celle de 70 % à 90 % utilisée, mais une valeur inférieure n'est pas impossible. Toutefois, il ne semble pas y avoir de doute que le phoque à capuchon se nourrit surtout de poissons de fond de taille moyenne à grande, et qu'une forte proportion de ces poissons ont sans doute une valeur commerciale importante. Il ressort des tableaux 24.10, 24.11 et 24.13 qu'en l'absence de phoques à capuchon, les prises de poissons démersaux, dans la zone C, seraient du double environ. Toutefois, cela dépend des hypothèses selon lesquelles environ le tiers des aliments des phoques à capuchon provient de la zone C, et selon lesquelles presque tous les poissons de fond capturés ici proviennent de stocks exploités par les pêches canadiennes. Ces hypothèses peuvent fort bien se révéler vraies, mais l'estimation très élevée des répercussions qui en résulte doit être considérée avec certaines réserves jusqu'à ce que l'on obtienne plus de données.

Dans le cas du phoque du Groenland, la difficulté vient principalement du fait que l'estimation de la consommation totale est tellement élevée que, même de petites erreurs au niveau de la proportion des aliments qu'il prélève dans les stocks commerciaux importants peuvent entraîner des modifications assez importantes des estimations absolues des répercussions totales. L'incertitude quant à la proportion d'aliments prélevés dans les zones de pêche importantes pour le Canada est très inférieure à celle relative au phoque à capuchon; il existe une certaine incertitude quant aux proportions du total des aliments prélevés dans les zones A et B et dans les zones C à F, mais les valeurs relatives utilisées (environ 60 %, 40 %) sont sans doute fort peu erronées. La plus grande incertitude se situe au niveau de la proportion d'aliments qui proviennent des stocks exploités à des fins commerciales. D'après le tableau 24.13, la consommation estimée d'espèces commerciales par le

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

phoque du Groenland représente de 9 % à 22 % de la consommation totale, et ces pourcentages ne tiennent pas compte de la consommation de crevettes commerciales. D'un point de vue purement mathématique, il serait donc possible de sous-estimer la consommation de poissons commerciaux d'un facteur de trois ou de quatre. Le capelan est certainement une importante source de nourriture pour les phoques du Groenland de cette zone; il reste à déterminer le degré de cette importance. L'ampleur des erreurs relatives au capelan sera cependant réduite par la valeur relativement faible de ce poisson, ce qui se traduira par une faible répercussion monétaire. Les grandes fluctuations, tant du volume de la pêche au capelan que de la taille du stock, ajoutent un autre élément d'incertitude à la valeur appropriée de R pour ces stocks. Les poissons de fond, et probablement les poissons pélagiques autres que le capelan, constituent seulement une petite proportion du régime alimentaire du phoque du Groenland, très difficile à évaluer du fait même de sa petitesse. Les valeurs utilisées pour les calculs peuvent donc être sujettes à une probabilité d'erreur relativement grande. Le facteur valeur élevé pour ces espèces, combiné à l'importante consommation totale des phoques du Groenland, peut être à l'origine d'incertitudes relativement petites quant aux pourcentages des espèces qui forment leur régime alimentaire, mais produire de grandes incertitudes au niveau de l'estimation de l'importance des répercussions qui en résulte. D'après la stabilité relative des stocks de poissons de fond et des activités de pêche, la valeur R de ces espèces est soumise à une incertitude moins grande que celle du capelan. Le même raisonnement s'applique aux espèces pélagiques commerciales.

Le phoque gris et le phoque commun se nourrissent presque entièrement dans les zones canadiennes de pêche; les incertitudes quant aux estimations des pertes attribuables à ces espèces proviennent donc surtout des estimations de la consommation totale d'aliments, des proportions des principaux types de poissons du régime alimentaire, et des valeurs de R . Les intervalles d'estimations des pertes indiqués au tableau 24.13 peuvent donc être considérés avec plus de confiance que ceux indiqués pour le phoque du Groenland et le phoque à capuchon.

Dans les estimations des pertes, on n'a nullement tenu compte du fait que, dans les pêches, lorsque les poissons sont étêtés et (ou) éviscérés avant le débarquement, le prix par unité de poids surestime ces mêmes pertes lorsqu'elles s'appliquent au poids total de la consommation par les phoques. Le fait de tenir compte de ce facteur réduirait quelque peu les pertes estimées, mais l'ajustement serait probablement de peu d'importance par rapport aux autres incertitudes au niveau des calculs. La prise en considération des prix en vigueur à d'autres niveaux du circuit de commercialisation (vente en gros, au détail ou exportation), entraînerait, bien entendu, des estimations plus élevées des pertes. On n'a pas tenu compte de l'élasticité des prix du poisson, mais cette pratique semble juste. Ces prix sont établis en grande partie par le marché mondial, et toute variation de l'offre découlant d'une modification de la prédation par les phoques pourrait ne pas avoir d'effet notable.

Des calculs semblables pourraient être faits pour les pêches de la côte du Pacifique. Ceux-ci n'ont pas été entrepris pour deux raisons : premièrement, la base

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

de données est encore moins fiable que celle de la côte de l'Atlantique, et deuxièmement, il se peut que les répercussions sur les pêches soient moindres, puisque l'estimation de la consommation totale est inférieure de près de deux ordres de grandeur.

Effets de la modification du nombre de phoques

Si l'on doit envisager de limiter le nombre de phoques en vue de réduire les pertes pour l'industrie de la pêche, il faut une certaine base pour évaluer l'effet qu'aura la modification du nombre de phoques sur la quantité des pertes de poissons. Cette question touche un certain nombre de facteurs.

- La quantité totale de nourriture consommée sera proportionnelle au nombre de phoques, à moins que la consommation individuelle se modifie à mesure que la taille de la population change.
- La composition de la nourriture peut changer avec le nombre de phoques.
- Le rapport (R) entre la perte de prises et la consommation par les phoques peut changer avec la quantité de nourriture consommée.

Les modifications de la consommation individuelle qui résultent des modifications de la taille de la population sont traitées ailleurs dans le présent chapitre. Les scientifiques ne s'accordent pas tout à fait sur l'orientation que prendront ces modifications, et il est probable qu'elles seront minimes par rapport à l'effet direct d'une modification du nombre de phoques sur la consommation globale. La modification de la consommation totale ira donc dans le même sens que la modification du nombre de phoques, mais dans une proportion qui pourra être différente.

Il se peut que, si le nombre de phoques est réduit, ces animaux puissent prélever une plus forte proportion de leur nourriture chez les espèces préférées. Si celles-ci ont également une grande valeur commerciale, le changement des répercussions sur la pêche sera proportionnellement moindre que la modification de la population de phoques. Un effet contraire pourrait se produire si le nombre de phoques augmentait, mais de telles possibilités ne sont que spéculatives à ce stade-ci.

L'influence d'une modification de la population de phoques sur le rapport entre les pertes de prises et la consommation peut être étudiée par des techniques de modélisation, comme celles de Northridge (1986) et celles présentées à l'annexe 24.2. Ces techniques, ou autres techniques semblables, peuvent être utilisées pour analyser toute proposition spécifique. En général, il semble que les modifications du rapport ne soient guère importantes.

Dans le cadre des premiers stades d'élaboration d'une politique de régulation des effectifs de phoques au profit de la pêche, il semble raisonnable de

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

supposer que la réduction des pertes attribuables à la prédation des poissons commerciaux par les phoques serait à peu près proportionnelle à la baisse de la population de phoques.

Ajustements aux profils de pêche

Les analyses précédentes ont porté essentiellement sur une question : de quel ordre serait la modification des prises de poissons, toutes les autres conditions étant égales, si la consommation par les phoques était modifiée d'une quantité donnée? Notons que l'on a supposé que la mortalité due à la pêche était constante. Il faudrait également tenir compte des changements qui pourraient intervenir dans ce type de mortalité et qui pourraient résulter d'une modification de la consommation par les phoques.

La Commission royale n'a pas tenté d'analyser en détail les stocks de poissons au Canada, bien que Northridge (1986) fournisse quelques données à cet égard. Toutefois, il est clair que la pêche est le facteur déterminant pour établir l'abondance des principales espèces commerciales sur les deux côtes. De plus, certains de ces stocks (la morue de la côte est et le hareng des deux côtes, par exemple) ont été appauvris au-dessous de leur seuil optimal, par les pêcheurs canadiens uniquement, ou par les activités réunies des pêcheurs canadiens et étrangers. Cette constatation est vraie, quelle que soit la définition précise du terme « optimal ».

La situation évolue à l'heure actuelle, en particulier depuis l'introduction de la limite de 200 milles. En principe, les pêches canadiennes sont gérées, et dans le cas de la plupart des principales pêches commerciales, les prises sont soumises à un régime de quotas. Les fondements de cette limitation varient d'un stock à l'autre et visent des objectifs comme le maintien d'une certaine échappée cible (surtout pour le saumon), un taux de mortalité par pêche égal à $F_{0,1}$ (principalement pour les stocks de poissons de fond), ou l'assurance que le stock de géniteurs ne chute pas au-dessous d'un certain seuil prescrit. Dans tous les cas, la nature et l'efficacité des mesures de contrôle sont fonction de la situation biologique dont la prédation par les phoques doit être un élément.

Si la prédation par les phoques est réduite, il devrait être possible, du moins en théorie, d'accroître les activités de pêche tout en poursuivant les objectifs établis par la gestion des pêches. Puisque maintenant la pêche remplacera, dans un sens, la prédation exercée antérieurement par les phoques, le nouveau régime devrait permettre une plus grande augmentation du rendement que celle du modèle simple dans lequel les activités de pêche sont constantes. Si les phoques et la pêche prélèvent des poissons de la même catégorie d'âges exactement, l'augmentation des prises correspondra exactement à la réduction due à la prédation par les phoques. Toutefois, étant donné que les plages d'âges sont souvent très différentes, l'augmentation des prises et la baisse de la prédation différeront. Des techniques de

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

modélisation, comme celles de Northridge (1986), peuvent être utilisées pour étudier les effets qui peuvent se présenter dans de tels cas.

Avant que l'on puisse ajuster les activités de pêche en vue de maximiser l'augmentation du rendement découlant d'une diminution de la prédation, nos connaissances sur les effets exacts de la prédation des phoques devront être beaucoup plus détaillées que celles que nous possédons à l'heure actuelle. Fondamentalement, deux approches sont possibles. La première consiste à poursuivre et à élargir les études actuelles de la dynamique des populations des stocks de poissons commerciaux, dans le but de mesurer toute modification des paramètres de la population, en particulier les volumes par classes d'âge et le taux de mortalité, qui peuvent être corrélés avec la modification de l'abondance des phoques. La deuxième consiste à entreprendre des études plus détaillées et plus vastes sur la biologie des phoques, surtout dans la mesure où elles se rapportent à la répartition des phoques et à leur alimentation, de façon à donner aux études de ce genre une base beaucoup plus solide. Les questions les plus cruciales sont les suivantes : Où et quand les phoques se nourrissent-ils? Quel type d'organismes consomment-ils? Quelles sont la taille et la composition par âge de leurs aliments par rapport à la composition de la population de leurs proies? De plus, nous devons approfondir nos connaissances sur la quantité globale de nourriture dont a besoin le phoque, mais l'état de nos connaissances, à l'heure actuelle, dans la mesure où elles concernent la plupart des phoques, est sans doute de beaucoup supérieur à nos connaissances de la composition du régime alimentaire, de l'endroit et du moment où ils prélèvent leur nourriture. Toutefois, les problèmes sont tellement complexes et les connaissances actuelles tellement lacunaires qu'il faudra entreprendre un important programme permanent de recherches à long terme avant que l'on puisse disposer d'une base de connaissances solides pour assurer une gestion mixte des populations de phoques et de poissons.

Résumé

1. Le phoque du Groenland, le phoque à capuchon, le phoque commun, le phoque gris, l'otarie des Pribilof, l'otarie de Steller et l'otarie de Californie sont les espèces de pinnipèdes qui peuvent avoir des répercussions importantes sur les stocks de poissons commerciaux. Un nombre peu important d'éléphants de mer boréaux fréquentent les eaux canadiennes, et les aires de répartition du phoque annelé et du phoque barbu ne débordent pas de façon importante sur les pêches commerciales.
2. Les aliments consommés par les phoques, et qui ont des répercussions importantes, se composent principalement de poissons et parfois d'une bonne quantité de calmars et de crevettes. Les phoques sont des mammifères opportunistes, et la composition de leur nourriture varie énormément, non seulement d'une espèce à l'autre, mais aussi en fonction du temps et de l'endroit. À cause de cette caractéristique et du peu de données disponibles,

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

même dans le cas d'espèces relativement bien étudiées comme le phoque du Groenland et l'otarie des Pribilof, on ne peut établir que d'une façon très générale la proportion des différentes espèces de proies qui composent la nourriture des pinnipèdes.

3. L'alimentation de tous les pinnipèdes énumérés ci-dessus comprend une quantité importante de poissons commerciaux ou d'invertébrés. En voici les espèces les plus importantes :

phoque du Groenland :	capelan, hareng, crevette
phoque à capuchon :	poissons de grand fond
phoque commun (côte est) :	hareng, plie et autres poissons de fond commerciaux
phoque commun (côte ouest) :	saumon, hareng, autres espèces commerciales probables
phoque gris :	poissons de fond commerciaux, probablement le saumon
otarie des Pribilof :	hareng, calmar, saumon
otarie de Steller :	hareng, saumon, poissons commerciaux en général
otarie de Californie :	hareng

4. L'étude des données sur le contenu stomacal et la vitesse de digestion des pinnipèdes, sur leurs besoins alimentaires en captivité et leurs besoins énergétiques, montre que les besoins alimentaires moyens des pinnipèdes à l'état sauvage correspondent à environ 6 % de leur poids corporel par jour, dans le cas des petites espèces, et diminuent à 4 % dans le cas des plus grosses. Ces chiffres sont utilisés dans les calculs ultérieurs. Toutefois, les besoins réels d'un pinnipède sont modifiés par son taux de croissance, son niveau d'activité et son état reproducteur, de même que par la valeur énergétique des aliments qu'il consomme.
5. Les estimations de la taille des diverses populations de phoques combinées à celles des besoins alimentaires des phoques pris individuellement nous permettent d'obtenir les estimations de la consommation totale indiquées au tableau 24.9. Il faut considérer ces estimations avec une probabilité d'exactitude de $\pm 40\%$.
6. Le phoque du Groenland et le phoque à capuchon consomment des quantités de poissons beaucoup plus grandes que toute autre espèce étudiée, mais leurs répercussions sur les pêches canadiennes ne sont pas proportionnellement aussi grandes. Le phoque du Groenland, en été, et le phoque à capuchon, pendant presque toute l'année, se nourrissent en grande partie dans le détroit de Davis et sur les côtes du Groenland et du nord du Labrador, où la pêche canadienne est rare. Le phoque à capuchon, lorsqu'il est plus au sud, cherche également sa nourriture en eau profonde, ce qui, dans une certaine mesure,

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

peut être en dehors de la zone de pêche. Il semble que le phoque du Groenland se nourrisse abondamment de capelans, et, dans une certaine mesure, de crevettes et de petits poissons démersaux et pélagiques, mais les espèces non commerciales peuvent constituer une proportion substantielle de son régime alimentaire. Le phoque à capuchon se nourrit en grande partie de poissons de fond de taille moyenne à grande, dont certains ont une valeur commerciale. Nous avons fait abstraction, dans l'analyse qui suit, de la consommation des phoques à capuchon et des phoques du Groenland dans les régions du nord (zones A et B de la figure 24.1).

7. On peut tenter de quantifier les répercussions des phoques uniquement sur les stocks suivants :

Le capelan. La meilleure estimation de la quantité actuelle consommée par les phoques du Groenland, dans la région sud, se situe sans doute entre 30 000 t et 130 000 t, mais cette quantité a pu être beaucoup plus grande au début, lorsque le capelan était plus abondant. Aucun autre phoque ne consomme d'importantes quantités de capelan. La comparaison avec le volume des stocks et les prises se complique du fait des grandes fluctuations de ces deux valeurs, à cause des effets d'une pêche intense et de facteurs environnementaux. La biomasse était comprise entre 0,5 t et plus de 4 millions de tonnes. Depuis 1973, les prises se sont situées entre 30 000 t et 350 000 t, et à l'heure actuelle, elles se situent autour des valeurs inférieures de cette plage.

Les oiseaux, les cétacés et surtout la morue sont d'autres grands prédateurs du capelan; les phoques du Groenland peuvent être responsables de 1 % à 5 % environ de la prédation totale. D'après les calculs, toute modification de la consommation de capelan par les phoques produira une modification de l'ordre de un cinquième de cette quantité dans les prises commerciales, lorsque l'activité de pêche est moyennement élevée, en supposant que le recrutement du stock de capelans ne varie pas. Si l'intensité de pêche du capelan est faible, comme elle l'est à l'heure actuelle, les répercussions se traduiront par des pertes.

Le hareng atlantique. Les phoques du Groenland se nourrissent de hareng, surtout dans la partie sud du golfe du Saint-Laurent (zone 4T) au printemps. La quantité consommée, dans les années 1970, a été estimée à l'aide de différentes méthodes et en se rapportant à différentes périodes, à 7 000 t et à 21 000 t; étant donné le faible volume actuel du stock de hareng, il semble que la consommation soit actuellement très inférieure. La dernière valeur du TPA s'établissait en moyenne à environ 16 000 t, de telle sorte que la prédation par les phoques semble être du même ordre de grandeur que les prises.

Le phoque commun semble capturer entre 2 000 t et 2 900 t environ de harengs au large des côtes de la Nouvelle-Écosse (zone 4WX). Cette quantité est relativement faible par rapport à une biomasse estimée à 335 000 t et à des prises récentes de 81 000 t.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

D'après l'application du modèle de population, il semble qu'une modification de la consommation de hareng atlantique par les phoques produira une modification légèrement plus petite des prises.

Le hareng du Pacifique. Toutes les espèces de phoques consomment du hareng sur la côte du Pacifique; l'estimation de leur consommation combinée se situe entre 16 000 t et 20 000 t environ. Cette quantité peut être comparée à une biomasse récente d'environ 900 000 t et à des prises moyennes de 50 000 t. La consommation par les phoques correspond donc à près de la moitié des prises actuelles. D'après le modèle, une modification de la consommation ne ferait varier les prises que de un cinquième environ de la quantité en cause, mais si la politique actuelle de réglementation de la pêche, qui vise à maintenir un stock constant de géniteurs, peut être appliquée avec succès, ce rapport pourrait atteindre une valeur de 1,0.

Les crevettes. Les crustacés, notamment les crevettes, sont abondamment consommés par les phoques du Groenland, en particulier dans le nord, mais il est impossible de fournir des estimations utiles de la quantité consommée. Certaines estimations donnent à penser que la consommation pourrait être importante par rapport au volume du stock et aux prises.

Le saumon. Le saumon de l'Atlantique est consommé dans une certaine mesure par le phoque gris, mais il est impossible d'évaluer l'effet de cette consommation sur le stock ou sur les prises. Le phoque commun, l'otarie des Pribilof et l'otarie de Steller se nourrissent de toutes les espèces de saumons du Pacifique. Il se peut que la quantité consommée se situe entre 10 000 t et 11 000 t. Cette quantité peut être comparée à des prises commerciales moyennes récentes de 64 000 t. Comme il existe souvent une concurrence directe entre les phoques et les pêches lorsque le poisson revient pour frayer, une baisse de la consommation par les phoques pourrait entraîner une augmentation équivalente des prises, si les activités de cette pêche strictement réglementée pouvaient être ajustées pour maintenir l'échappée à un niveau à peu près constant.

Les poissons démersaux. Ces poissons de fond, qui sont la cible de la pêche au chalut, de la pêche à la ligne et au filet, sont de préférence considérés en tant que groupe. Sur la côte de l'Atlantique, ils constituent un élément important du régime alimentaire du phoque à capuchon et du phoque gris, et ils sont consommés, dans une moindre mesure, par le phoque commun et peut-être le phoque du Groenland. Sur la côte du Pacifique, ils représentent un élément relativement peu important de l'alimentation du phoque commun et des otaries. Les quantités totales sont estimées, sur la côte de l'Atlantique, entre 540 000 t et 760 000 t, et entre 18 000 t et 23 000 t, sur la côte du Pacifique. Ces quantités sont assez semblables, sur les deux côtes, aux prises commerciales de ces espèces.

On a calculé que la baisse des prises commerciales due à la prédation des poissons de fond par les phoques était à peu près égale à la quantité prélevée par les phoques.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Le calmar. Le calmar fait souvent partie de l'alimentation du phoque commun sur la côte est, et de l'otarie des Pribilof sur la côte ouest, mais il est impossible d'évaluer l'ampleur de cette prédation.

8. D'après des calculs très approximatifs, la réduction de la valeur au débarquement des pêches des provinces de l'Atlantique à cause de la prédation par les mouvées de phoques est très grande, et probablement significative, lorsqu'on la compare à la valeur des prises commerciales récentes, par le Canada, dans cette zone. Les pertes sur la côte du Pacifique sont beaucoup plus faibles, peut-être de deux ordres de grandeur, et très inférieures également à la valeur des prises. Ces chiffres sont soumis à un certain nombre de contraintes qui ont été examinées dans ce chapitre. De plus, ils ne tiennent pas compte des effets indirects qui peuvent se manifester si les phoques consomment des quantités importantes d'espèces qui sont la proie d'espèces commerciales ou s'ils consomment des prédateurs d'espèces commerciales.

À titre d'exemple, il est possible que le profit pour l'industrie de la pêche provenant d'une production accrue de morue par suite d'une moins grande prédation de capelan par les phoques soit important. Il se peut également, mais c'est moins probable, qu'il y ait des effets indirects en sens inverse parce que les phoques se nourrissent de poissons carnivores comme la merluche, qui s'attaque également à des poissons commerciaux.

Conclusions

1. Les phoques consomment de grandes quantités de poissons commerciaux dans les eaux canadiennes, et, par conséquent, provoquent une diminution des prises par les pêcheurs. Sur la côte de l'Atlantique, environ cinq millions de tonnes de divers poissons et de certains crustacés et mollusques sont consommés, principalement par les phoques du Groenland et les phoques à capuchon. Un peu moins de la moitié de cette quantité est prélevée dans les lieux de pêche commerciale, ou à proximité de ceux-ci, sur la côte sud du Labrador, de Terre-Neuve et des Maritimes. Sur la côte du Pacifique, environ 90 000 tonnes seulement sont consommées. Bien qu'une certaine quantité de celles-ci, sur les deux côtes, se compose d'espèces non commerciales, la consommation d'espèces commerciales est importante. Celle-ci doit avoir certaines répercussions sur les prises, bien que ces dernières ne soient pas réduites d'une quantité équivalente à celle consommée par les phoques. Dans le cas de certains stocks fort peu exploités, les réductions, s'il en est, peuvent être bien inférieures à la consommation par les phoques, mais dans le cas d'espèces fortement exploitées, la réduction peut être équivalente, ou supérieure, à la quantité consommée.
2. La valeur de l'écart entre les prises réelles et celles qui seraient effectuées en l'absence de prédation par les phoques ne peut être estimée que de façon

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

approximative, surtout à cause de graves lacunes dans les données relatives à la nature et à la quantité d'aliments prélevés par les phoques. Toutefois, il nous faut mieux comprendre les rapports entre les différentes espèces et les effets qui découlent de la densité dans l'écosystème marin.

3. Sur la côte de l'Atlantique, la valeur de ces prises non disponibles est sans aucun doute très grande; elle est nettement significative par rapport à la valeur totale des prises commerciales actuelles. Nous disposons de moins de données en ce qui concerne les pertes éventuelles sur la côte du Pacifique, mais elles semblent être beaucoup plus petites, non seulement en termes absolus, mais aussi par rapport aux prises commerciales.

Annexes

Annexe 24.1. Calcul du rapport entre la variation des prises et la variation de la prédation par les phoques à l'aide d'un modèle simple

Étant donné un stock de poissons (N) soumis à des taux instantanés constants de mortalité naturelle (à l'exclusion de la prédation par les phoques), de mortalité par pêche et de prédation par les phoques, respectivement de M , F et S , et si $F/M = a$ et $S/M = b$, il en résultera, jusqu'à disparition totale du stock de poissons :

$$\text{Prises} = C = NF/(M + aM + bM) = aN/(1 + a + b)$$

$$\text{Consommation par les phoques} = H = NS(M + aM + bM) = bN/(1 + a + b).$$

Si le taux de prédation par les phoques est modifié par un facteur k :

$$\text{Prises} = C' = NF/(M + aM + bkM) = aN/(1 + a + bk)$$

Consommation par les phoques =

$$H' = NS/(M + aM + bkM) = bkN/(1 + a + bk).$$

Le rapport entre la variation des prises ($C' - C$) et la variation de la consommation par les phoques ($H - H'$) est calculé par l'équation suivante :

$$R = \frac{C' - C}{H - H'} = \frac{a/(1 + a + bk) - a/(1 + a + b)}{b/(1 + a + b) - bk/(1 + a + bk)}$$

que l'on peut simplifier comme suit :

$$R = a/(1 + a) = (F/M)/(1 + F/M).$$

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

Annexe 24.2 Calcul de la variation du rendement par recrue après élimination de la prédation par les phoques

À partir des formules précédentes, on peut écrire que pour l'année t à $t+1$:

$$\text{Captures par les phoques} = H_t = N_t S_t W_t [1 - \exp(-M - F_t - S_t)] / (S_t + F_t + M).$$

$$\text{Prises} = C_t = H_t F_t / S_t.$$

$$\text{Stock initial de l'année suivante} = N_{t+1} = N_t \exp(-M - F_t - S_t).$$

Le total des poissons prélevés par les phoques et celui des prises sont exprimés par :

$$H' = \sum_0^{\infty} H_t \text{ et } C' = \sum_0^{\infty} C_t.$$

En l'absence de prélèvement par les phoques, $S_t = 0$ pour toutes les valeurs t et le total des prises est donc de C'' .

Le rapport de l'accroissement du rendement à la quantité de poisson prise antérieurement par les phoques est donc :

$$R = (C'' - C') / H'.$$

Dans les cas où le rapport initial H'/C est connu ou supposé, S_t peut être ajusté pour un ensemble donné de F_t afin d'obtenir la valeur désirée. L'hypothèse peut être extrapolée pour déterminer l'augmentation des prises attribuable à toute réduction établie de la prédation par les phoques.

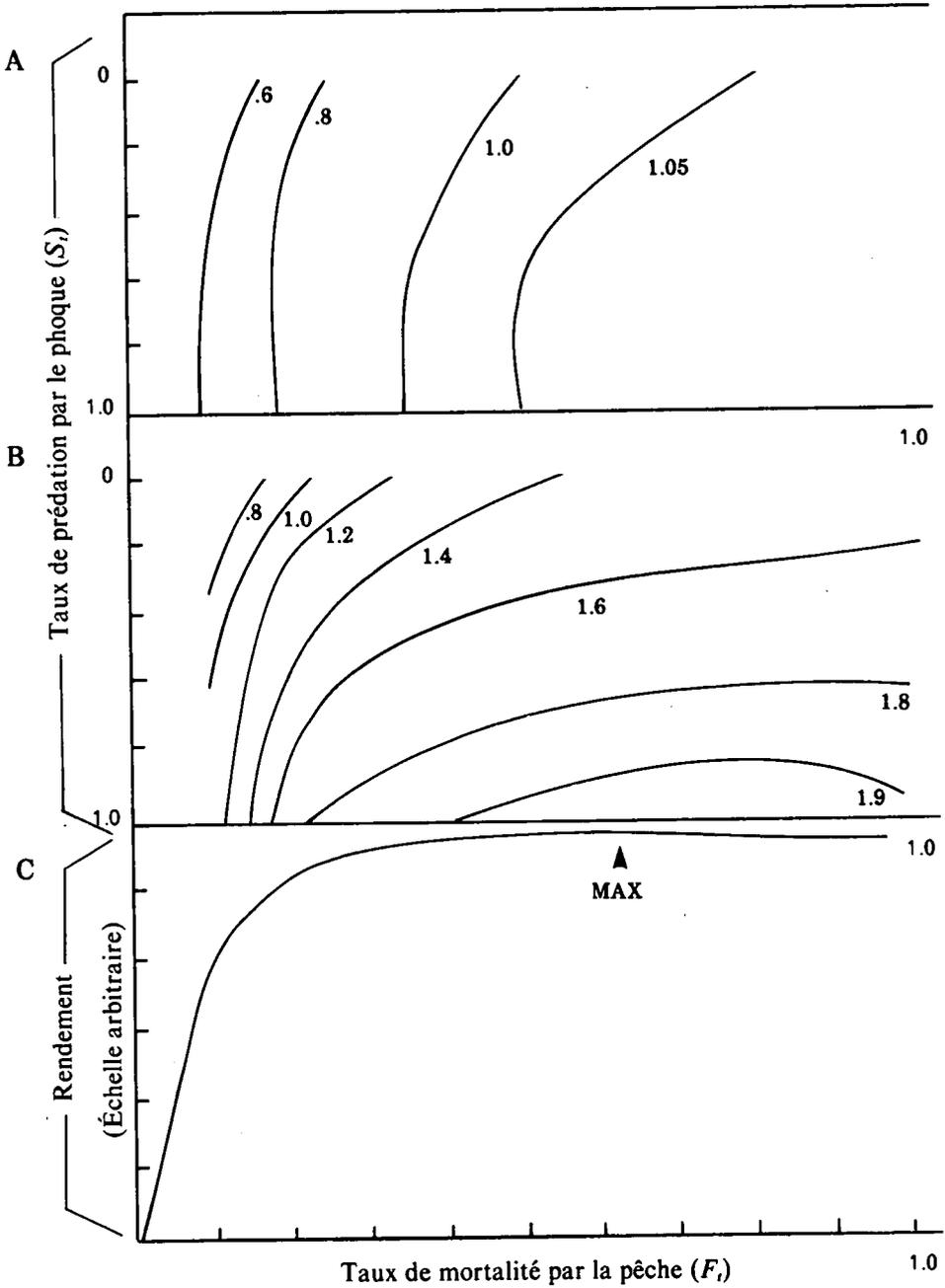
Un programme informatique a été préparé en vue d'effectuer ces calculs avec F_t et S_t ayant des valeurs constantes pour des intervalles définis d'âges des poissons, et avec W_t établi au milieu de chaque année, à l'aide de la courbe de croissance de von Bertalanffy et de la croissance isométrique. Afin de démontrer les propriétés du modèle, celui-ci a été essayé pour un intervalle de valeurs de S_t et F_t avec $M = 0,2$; $K = 0,2$; $t = 0$; $W_{00} = 1$.

La figure 24.3 illustre les isoplèthes de R pour les valeurs F_t et S_t comprises entre 0 et 1,0; pour l'analyse A, on a considéré que la mortalité par pêche et la prédation par les phoques commençaient à la classe d'âge 4; pour l'analyse B, le taux de mortalité par pêche commençait à la classe d'âge 4, mais la prédation par les phoques à la classe d'âge 2. L'analyse C montre la valeur du rendement en l'absence de phoques pour les valeurs F_t comprises entre 0 et 1,0.

Annexe 24.3 Calcul de la variation du rendement dans le cas d'une pêche soumise à deux prédateurs après élimination de la prédation par les phoques.

Si l'on fait abstraction de la mortalité naturelle et de la croissance pendant la période en cause relativement courte, et que le nombre de poissons exploitables est

Figure 24.3
 Isoplèthes de production de R (A et B) et production en l'absence
 de phoques (C)



Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

de N , les prises (C), l'élimination de la prédation par les phoques (H) et l'échappée (E) seront donc :

$$\begin{aligned} E &= N \exp(-F - S) \\ H &= NS[1 - \exp(-F - S)]/(F + S) \\ C &= NF[1 - \exp(-F - S)]/(F + S) \end{aligned}$$

où F et S sont les taux instantanés de mortalité par pêche et de mortalité par prédation par les phoques, l'unité de temps étant la durée de la pêche.

$$\text{Il s'ensuit que : } E = N \exp[-F(C + H)/C]$$

$$\text{d'où } F = C \ln(N/E)/(C + H).$$

En l'absence de capture par les phoques, l'échappée (E') est égale à :

$$E' = N \exp[-C \ln(N/E)/(C + H)].$$

que l'on peut simplifier :

$$E' = N^{H/(C + H)} / E^{C/(C + H)}.$$

et les nouvelles prises sont égales à : $C' = N - E'$.

La proportion de la consommation par les phoques qui s'est ajoutée aux prises est calculée par l'équation suivante :

$$R = [E^{C/(C + H)} N^{H/(C + H)} - E]/H.$$

Références

- Ahrens, M. et G. Nielsen. 1984. An assessment of the 4T herring stock. CSCPCA Doc. de recherche 84/64.
- Anderson, S.S. et M.A. Fedak. 1985. Grey seal males: energetic and behavioural links between size and success. *Anim. Behav.* 33:829-838.
- Antonelis, G.A. et M.A. Perez. 1984. Estimated annual food consumption by northern fur seals in the California current. *CalCOFI Rep.* 25:135-145.
- Beddington, J.R. et H.A. Williams. 1979a. The capelin *Mallotus villosus* (Muller). International workshop on biology and management of northwest Atlantic harp seals. Université de Guelph, 3-6 décembre 1979, 3:480-507.
- Beddington, J.R. et H.A. Williams. 1979b. Harp seal feeding. International workshop on biology and management of northwest Atlantic harp seals. Université de Guelph, 3-6 décembre 1979, 3:472-479.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

- Benjaminsen, T. et P.F. Lett. 1976. A stochastic model for the management of the northern Atlantic harp seal *P. groenlandicus* population. ICNAF Res. Doc. 76/XI/130.
- Beverton, R.J.H. et S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest., Ser. 2, 29.
- Bigg, M.A. 1985. Station de biologie du Pacifique, Nanaimo, C.-B. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Bonner, W.N. 1979. Harbour (common) seal, p. 58–62. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. Mammals in the seas, vol. II, Pinniped species summaries and report on sirenians. FAO, Rome.
- Bonner, W.N. 1982. Seals and man: a study of interactions. University of Washington Press, Seattle, Wash.
- Boulva, J. et I.A. McLaren. 1980. Biologie du phoque commun, *Phoca vitulina*, de l'Est du Canada. Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada. 200.
- Bowen, D.B. 1981. Harp seals and their foods — how do they interact? NAFO SCR Doc. 81/XI/154.
- Bowen, D.B. 1985. Harp seal feeding and interaction with commercial fisheries in the northwest Atlantic, p. 135–152. In J.R. Beddington, R.J.H. Beverton et D.M. Lavigne (ed.). Interactions between marine mammals and fisheries. George Allen and Unwin, London.
- Bowen, W.D. 1986. Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, N.-É. Lettre à J.A. Gulland, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada, 5 février 1986.
- Brodie, J.F. et A.J. Päsche. 1982. Density-dependent condition and energetics of marine mammal populations in multispecies fisheries management. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 59:35–38.
- Canada. Commission sur la politique des pêches du Pacifique. 1982. Pour remonter le courant : une nouvelle politique des pêches canadiennes du Pacifique. Ottawa.
- Canada. Ministère des Pêches et Océans (MPO). 1984a. Les pêches canadiennes. Revue statistique annuelle, 1982, vol. 15. Division de l'analyse économique, Direction générale de l'analyse économique et commerciale, Ottawa.
- Canada. Ministère des Pêches et Océans (MPO). 1984b. 1984 commercial fishing guide: proposed fishing plans and stock expectations. Vancouver.
- Canada. Groupe d'étude des pêches de l'Atlantique. Naviguer dans la tourmente : une nouvelle politique pour les pêches de l'Atlantique. Ottawa.
- Carscadden, J.E. 1983. Capelin as a forage species. NAFO SCR Doc. 83/IX/72.
- Carscadden, J.E. et D.S. Miller. 1979. Biological aspects of capelin and a sequential capelin abundance model for the division 3NLO stock. ICNAF Res. Doc. 79/33 (Rev.), Ser. No. 5359.
- Chapman, B. 1985. Témoignage devant la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Au nom de la Fisheries Association of Newfoundland and Labrador Limited. St. John's, 23 mai 1985, vol. 3, p. 534–559.
- Conseil international pour l'exploitation de la mer (CIEM). 1981. Interaction between grey seal populations and fish species. ICES Coop. Res. Rep. 101.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

- Conseil international pour l'exploitation de la mer (CIEM). 1979. Ad hoc working group on interaction between grey seal populations and fish species. ICES CM 1979/N:5.
- Cushing, D.M. 1973. The dependence of recruitment on parent stock. *J. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada*. 30:1965-1976.
- Cushing, D.M. 1982. *Climate and fisheries*. Academic Press, London.
- Davis, R.A., K.J. Finley et W.J. Richardson. 1980. The present status and future management of arctic marine mammals in Canada. Science Advisory Board of the Northwest Territories, Yellowknife.
- Dunbar, M.J. 1949. The Pinnipedia of the Arctic and Subarctic. *Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada*. 85.
- États-Unis d'Amérique. 1985. Environmental impact statement on the Interim Convention on the Conservation of North Pacific Fur Seals. Department of State and Department of Commerce, Washington, D.C.
- Fedak, M.A. et S.S. Anderson. 1982. The energetics of lactation: accurate measurements from a large wild mammal, the grey seal (*Halichoerus grypus*). *J. Zool. Lond.* 198:473-479.
- Fedak, M.A. et A.R. Hiby. 1984. Energy requirements of seals, p. 135-147. *In Interactions between grey seals and U.K. fisheries*. Natural Environment Research Council, Cambridge.
- Fisher, H.D. et B.A. Mackenzie. 1955. Food habits of seals in the Maritimes. *Atlantic Biol. Stn. Note* 133. prog. Rep. Atlantic Coast Stations. *Off. des recherches sur les pêcheries du Canada*. 61:5-9.
- Geraci, J.R. 1972. Experimental thiamine deficiency in captive harp seals (*P. groenlandica*) induced by eating herring and smelt. *Can. J. Zool.* 50:179-195.
- Geraci, J.R. 1975. Pinniped nutrition. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer* 169:312-323.
- Gulland, F.M.D. 1986. London Zoo, Londres, G.B. Communication personnelle avec J.A. Gulland, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Haist, V., M. Stocker et J.F. Schweigert. 1985. Stock assessments for British Columbia herring in 1984 and forecasts of the potential catch in 1985. *Rapp. tech. can. des sci. halieut. et aquat.* 1365.
- Harwood, J. 1985. Sea Mammal Research Unit, Cambridge, U.K. Communication personnelle avec J.A. Gulland, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Hauksson, E. 1984. Food of common seal and grey seal at Iceland. *Hafrannsókniv* 30.
- Havinga, B. 1933. Der Seehund (*P. vitulina*) in den Hollandischen Gewässern. *Ned. Dierkd. Ver. Tijdschr.* 3:79-111.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe, viewed in the light of biological research. *Rapp. Cons. Explor. Mer* 20:1-228.
- Holt, S.J. 1985. The status of stocks. *Mémoire à la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada*. Au nom du Fonds inter. pour la protect. des animaux, Rye, E. Sussey, G.-B.
- Holt, S.J. et D.M. Lavigne. 1982. Seals slaughtered — science abused. *New Scientist*, 93(1296): 636-639.
-

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

- Hourston, A.S. et C.W. Haegele. 1980. Herring on Canada's Pacific coast. Publ. spéc. can. sci. halieut. et aquat. 48.
- Hughes, T.I. 1985. Témoignage devant la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Au nom du Comité d'étude des phoques et de leur chasse. Toronto, 30 janvier 1985, vol. 3, p. 75-125.
- Innes, S., D.M. Lavigne, W.M. Earle et K.M. Kovacs. 1985. Feeding rates of seals and whales. Mémoire à la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Au nom du Fonds international pour la protect. des animaux. Rockwood, Ont.
- Johnson, A.M. 1982. The sea otter (*Enhydra lutris*), p. 525-531. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. Mammals in the seas, vol. IV, Small cetaceans, seals, sirenians and otters. FAO, Rome.
- Kajimura, H. 1984. Opportunistic feeding of the northern fur seal, *Callorhinus ursinus*, in the eastern north Pacific Ocean and eastern Bering Sea. NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-779.
- Kapel, F.O. 1982. Studies on the hooded seal (*Cystophora cristata*) in Greenland, 1970-1980. NAFO Sci. Coun. Studies 3:67-75.
- Kleiber, M. 1975. The fire of life. 2nd ed. rev. John Wiley, New York.
- Kohler, A.C. 1964. Variations in the growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). J. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Can. 21:57-100.
- Lander, R.H. et H. Kajimura. 1982. Status of northern fur seals, p. 319-345. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals, Mammals in the seas, vol. IV, Small cetaceans, seals, sirenians and otters. FAO, Rome.
- Larsen, F. 1985. Report on harp seal recoveries in Greenland, 1981-84. NAFO SCR Doc. 85/1/13.
- Lavigne, D.M., W. Barchard, S. Innes et N.A. Øritsland. 1982. Pinniped bioenergetics, p. 191-235. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. Mammals in the seas, vol. IV, Small cetaceans, seals, sirenians and otters. FAO, Rome.
- Lavigne, D.M., S. Innes, G.A.J. Worthy, K.M. Kovacs, O.J. Schmitz, et J.P. Hickie. 1985. Metabolic rates of marine mammals. Mémoire à la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada, Rockwood, Ont.
- Le Boeuf, B.J. 1979. Northern elephant seal, p. 110-114. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. Mammals in the seas, vol. II, Pinniped species summaries and report on sirenians. FAO, Rome.
- Leggett, W.C., K.T. Frank et J.E. Carscadden. 1984. Meteorological and hydrographic regulation of year-class strength in capelin (*Mallotus villosus*). J. can. sci. halieut. et aquat. 41:1193-1201.
- Leim, A.H. et W.B. Scott. 1966. Fishes of the Atlantic coast of Canada. Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada 155.
- Lilly, G.R., R. Wells et J.E. Carscadden. 1981. Estimates of the possible consumption of capelin by the cod stocks in divisions 2J + 3KL and 3NO. NAFO SCR Doc. 81/8, Ser. No. 272.
- Ling, J.L. 1969. A review of ecological factors affecting the ecological cycle in island populations of seals. Pac. Sci. 23:399-413.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

- Lockyer, C. 1985a. The theoretical approach to calculating food requirements of the Scottish grey seal (*Halichoerus grypus*). Sea Mammal Research Unit, Cambridge, U.K.
- Lockyer, C. 1985b. Sea Mammal Research Unit, Cambridge, U.K. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Lowry, L.F., K.J. Frost et J.J. Burns. 1978. Food of ringed seals and bowhead whales near Point Barrow, Alaska, Can. Field-Nat. 92:67-70.
- Mansfield, W.W. et B. Beck. 1977. The grey seal in eastern Canada. Serv. can. des pêches et des sciences de la mer, rapp. tech. 704.
- McConnell, B.J., J.H. Prime, A.R. Hiby et J. Harwood. 1984. Grey seal diet, P. 148-186. In Interactions between grey seals and U.K. fisheries. Natural Environment Research Council, Cambridge, U.K.
- Myers, B.J. 1959. The stomach contents of harp seals (*Phoca groenlandica*) from the Magdalen Islands, Québec. Can. J. Zool. 37:378.
- Northbridge, S.P. 1985. Marine Resources Assessment Group, Imperial College of Science and Technology, Londres, G.B. Communication personnelle avec K.R. Allen, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Northbridge, S.P. 1986. Impact of fish stocks. Rapport technique 2, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada. Déposé à la bibliothèque centrale du MPO, Ottawa.
- Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) 1983. Fishery statistics for 1981. Statistical Bulletin 31.
- Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) 1984. Fishery statistics for 1982. Statistical Bulletin 32.
- Parrish, B.B. 1979. Notes on the scientific basis of the fisheries' case. App. 5, p. 157-163. In J. Listerkaye. Seal Cull, the grey seal controversy. Penguin Books, Harmondsworth, U.K.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. int. Explor. Mer 39(2):175-192.
- Perez, M.A. et M.A. Bigg. 1985. Food habits of northern fur seals (*Callorhinu ursinus*) off western North America. In J.R. Beddington, R.J.H. Beverton et D.M. Lavigne (ed.) Interactions between marine mammals and fisheries. George Allen and Unwin, London.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada. 191.
- Ronald, K., K.M. Keiver, F.W.H. Beamish et R. Frank. 1984. Energy requirements for maintenance, and faecal and urinary losses of the grey seal (*H. grypus*). Can. J. Zool. 62:1001-1005.
- Scheffer, V.B. 1958. The food of the Alaska fur seal. Trans. 15th N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf., p. 410-421.
- Sea Mammal Research Unit (SMRU). 1985. Impact of grey and common seals on North Sea resources. SMRU, Cambridge.
- Sergeant, D.E. 1973. Feeding, growth and productivity of northwest Atlantic harp seals (*P. groenlandicus*). J. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada. 30:17-29.

Répercussions sur les stocks et les prises de poissons

- Sergeant, D.E. 1976. The relationship between harp seals and fish populations. ICNAF Res. Doc. 76/X/125, Ser. 4011.
- Sergeant, D.E. 1979. Hooded seal, p. 86-89. *In* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals, Mammals in the seas, vol II, Pinniped species summaries and report on sirenians. FAO, Rome.
- Spalding, D.J. 1964. Fur seal, sea lion and harbour seal on the British Columbia coast. *Bull. de l'Off. des recherches sur les pêcheries du Canada*. 146.
- Stewart, G.C. 1983. The effects of harbour seal predation on six commercially harvested salmonid species in the Fraser River estuary: a simulated management study. Rapport manuscrit.
- Stewart, R.E.A., et D.M. Lavigne. 1980. Energy transfer and female condition in nursing harp seals, *Phoca groenlandica*, *J. Mammal.* 61:670-680.
- Stirling, I. et R. Archibald. 1979. Bearded seal, p. 83-85. *In* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Advisory Committee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals. Mammals in the seas, vol. II, Pinniped species summaries and report on sirenians. FAO, Rome.
- Stobo, W. 1986. Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, N.-É. Communication personnelle avec C.E. Tull, Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada.
- Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (UICN). Report of the IUCN workshop on marine mammal/fishery interactions, La Jolla, Californie, 30 mars-2 avril 1981. Gland, Suisse.
- Venables, V.M. et L.S.V. Venables. 1955. Observations on a breeding colony of the seal, *Phoca vitulina*, in Shetland. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 125:521-532.
- Wild, P.A. et J.A. Ames. 1974. A report on the sea otter (*Enhydra lutris*) in California. *Cal. Fish and Game Mar. Res. Tech. Rep.* 20:1-93.
- Winters, G.H. 1975. Review of the capelin ecology and estimation of surplus yield from predator dynamics. ICNAF Res. Doc. 75/2, Ser. No. 3430.