

ARTICLE ORIGINAL

Pollution : menaces sur le Beluga du Saint-Laurent

par

Pierre BELANG¹, Sylvain DEGUISE¹ et Daniel MARTINEAU¹

Pollution et destruction : trois siècles de menaces sur les bélugas

Dans les années 1970, la communauté scientifique prit conscience que de nombreux produits toxiques étaient répandus sur toute la planète. Chez les mammifères marins, certains composés organochlorés stables, comme les biphényles polychlorés (BPC) et l'insecticide DDT semblaient causer des problèmes de reproduction au sein de populations de Pinnipèdes (HELLE *et al.*, 1976 ; DELONG *et al.*, 1973). Les Cétacés étaient dans l'ensemble moins contaminés, bien que certaines analyses aient révélé une très forte contamination des tissus adipeux (SERGEANT, 1980 ; GASKIN *et al.*, 1971). Cependant comme il semblait impossible d'obtenir des spécimens provenant d'une population cible, aucun programme combinant analyses toxicologiques et pathologiques ne fut mis sur pied.

En l'absence d'évidence que ces produits étaient nuisibles pour les Cétacés, on considéra le tissu adipeux comme un réservoir essentiellement inerte. Les organochlorés étant hautement solubles dans les graisses et très résistants à la dégradation biologique, leur présence résultait d'un processus d'accumulation à long terme au sommet des réseaux alimentaires, et non d'une exposition quotidienne importante par les voies alimentaires. On jugea donc que ces contaminants n'influençaient pas de façon significative le devenir des Cétacés. En fait, à cette époque, la chasse commerciale constituait pour eux une menace plus immédiate et des mesures de protection furent adoptées.

L'histoire récente du Béluga du Saint-Laurent illustre cette évolution de l'attitude de notre société envers les mammifères marins. Dès l'arrivée des premiers colons européens sur les rives du Saint-Laurent au 17^{ème} siècle, le Béluga fut intégré dans l'économie locale, et exploité presque sans interruption jusqu'au milieu du 20^{ème} siècle. Les fortes captures vers la fin de cette époque causèrent

¹ Institut national d'écotoxicologie du Saint Laurent, 300 Allée des Ursulines, RIMOUSKI, Québec, Canada, G5L 3A1.

une baisse dramatique des effectifs de la population. Dans les années 1970, pendant que des quantités très élevées d'organochlorés étaient rapportées chez deux individus (SERGEANT, 1980), L. PIPPARD (1985) attirait l'attention sur le sort toujours précaire de la population. On légiféra pour bannir toute forme de harcèlement, estimant qu'une stabilisation puis une augmentation de la population en résulteraient. Néanmoins, toutes les observations subséquentes montrèrent que la population ne comptait toujours que le dixième ou moins des effectifs estimés à 5000 à la fin du 19^{ème} siècle (REEVES et MITCHELL, 1984).

Etude éco-toxicologique

En 1982, notre équipe mit sur pied un programme pour récupérer les carcasses de bélugas qui s'échouaient de temps à autre sur les rives du Saint-Laurent. Notre objectif était de les autopsier et de mesurer la teneur en contaminants de leurs tissus. L'originalité du projet consistait à intégrer ces deux approches pour tenter de relier des lésions éventuelles aux effets toxiques connus de ces contaminants. Le Béluga du Saint-Laurent, en raison de son intégrité démographique et de sa position à la jonction de grands cours d'eau contaminés, le Saguenay et le Saint-Laurent, semblait constituer un sujet idéal pour ce genre d'étude. Au cours des dix années qui suivirent, une équipe pluridisciplinaire fut formée. Un total de 157 carcasses furent signalées dont la plupart ont été échantillonnées et 68 ont été autopsiées.

Toxicologie

A ce jour, quelque 30 contaminants différents (9 métaux lourds et plus de 20 « organiques ») ont été mesurés dans divers tissus. Dans un premier temps, nos efforts ont porté sur certains composés organiques, dont trois organochlorés (BPC, DDT et Mirex) et un hydrocarbure aromatique polycyclique, le benzo-a-pyrène (BaP).

Les organochlorés

Tous les bélugas échantillonnés étaient fortement contaminés par les BPC et le DDT. Les concentrations dans le tissu adipeux étaient égales ou supérieures à tout ce qui avait été rapporté chez les Pinnipèdes et les Cétacés à l'époque, à l'exception d'une étude sur les marsouins communs de la Baie de Fundy (MARTINEAU *et al.*, 1987). En revanche, les concentrations dans le foie et le rein étaient souvent inférieures à celles relevées chez certains Pinnipèdes. Ces distinctions semblent attribuables aux conditions de l'échantillonnage et à des différences spécifiques dans plusieurs processus biologiques.

Chez les bélugas, mesuré sur une base de poids total, le tissu adipeux est toujours beaucoup plus contaminé que le foie et le rein. Cependant, dans l'ensemble, les différences entre les tissus s'estompent lorsque les concentrations sont calculées sur une base de lipides. Ces faits concordent avec les résultats de mesures faites sur plusieurs autres espèces de Cétacés du monde

(MARTINEAU *et al.*, 1987). Ils suggèrent une dynamique interne, les organochlorés tendant à se répartir dans l'organisme en rapport avec le contenu lipidique des tissus. Après ingestion, il y a accumulation dans le tissu adipeux, puis mobilisation éventuelle vers d'autres organes, où ces composés seraient retenus un certain temps, avant d'être relâchés dans la circulation sanguine pour être réabsorbés par le tissu adipeux ou excrétés.

Il n'y a pas d'indication que les bélugas examinés ne soient pas représentatifs de l'ensemble de la population. Les carcasses n'étaient pas émaciées et il n'y a pas de relation entre la concentration en organochlorés et l'épaisseur du tissu adipeux. De plus, il existe un lien étroit entre le sexe et l'âge des animaux d'une part, et les niveaux d'organochlorés d'autre part (**fig. 1 et 2**). Chez les adultes, la charge augmente de façon exponentielle avec l'âge, mais à un rythme plus rapide chez les femelles. Pour un même âge, celles-ci sont cependant moins contaminées que les mâles. Au contraire les niveaux sont très variables chez les individus très jeunes, parmi lesquels se trouvent d'ailleurs les bélugas les plus contaminés. Ces différences résultent des processus d'ingestion et d'excrétion des contaminants ; chez les femelles et les jeunes, le processus déterminant est le transfert par le lait maternel.

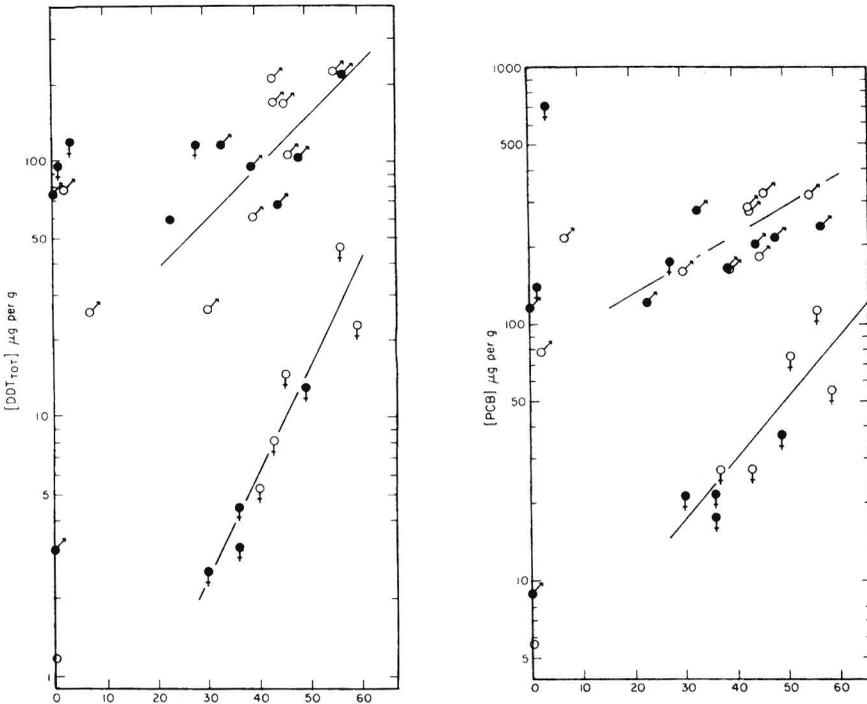


Fig. 1 et 2. La concentration en organochlorés varie selon le sexe et l'âge des bélugas. Elle atteint des degrés divers chez les individus les plus jeunes, parmi lesquels se trouvent d'ailleurs les animaux les plus contaminés. Chez les adultes, la charge augmente de façon exponentielle avec l'âge, mais à un rythme plus rapide chez les femelles ; pour un même âge, celles-ci sont cependant moins contaminées que les mâles. Ces différences résultent des processus d'ingestion et d'excrétion des contaminants ; chez les femelles et les jeunes, le processus déterminant est le transfert par le lait maternel.

Chez les animaux les plus jeunes, la contamination n'a pu se faire que par un transfert par la voie du placenta et du lait maternel. Selon l'âge de la mère, il en résulte une charge plus ou moins forte chez le jeune, et une baisse correspondante chez celle-ci. La constatation que la charge totale chez les femelles adultes augmente en dépit de ces mécanismes soulève la possibilité d'un faible succès de reproduction dans le Saint-Laurent. Chez les mâles, cette voie d'excrétion n'existe pas, et la charge totale est toujours plus élevée. Enfin, l'accroissement plus rapide de la charge totale chez les femelles suggère un régime alimentaire plus riche en organochlorés. D'ailleurs, des analyses de contenus stomacaux à la fin des années 1930 (VLADYKOV, 1946) faisaient état d'une différence dans le régime des jeunes et des femelles par rapport à celles des mâles adultes. Des observations récentes sur le terrain rapportent une répartition différente en été pour ces deux groupes (MICHAUD, 1993).

Bien que la charge totale en organochlorés diffère d'un tissu à un autre, les profils des différents composés sont très semblables (MASSE *et al.*, 1986). Le métabolite DDE est le composé organochloré le plus abondant, reflétant la conversion lente du DDT en DDD, puis en DDE, lors de son passage dans les chaînes alimentaires. Dans le tissu adipeux, réservoir principal, le rapport DDE/DDT total est comparable à ceux compilés pour divers Cétacés du globe (MARTINEAU *et al.*, 1987). Ce rapport a augmenté légèrement au cours des 20 dernières années, suggérant que l'apport de DDT a diminué. La comparaison du rapport DDE/DDT total dans le foie, le rein et le tissu adipeux laisse croire que la dégradation du DDT en ses métabolites se poursuit chez le Béluga dans les tissus métaboliquement plus actifs. En effet, chez les adultes, la proportion de DDT non métabolisé est plus élevée dans le tissu adipeux que dans le rein ou le foie. Cette différence est hautement significative chez les mâles et les quelques jeunes examinés, dont les reins et le foie contiennent six fois moins de DDT non métabolisé que le tissu adipeux. Ces différences pourraient correspondre à des distinctions importantes dans la dynamique des métabolites chez les deux sexes. Plusieurs processus pourraient être impliqués : le régime, les mécanismes de transport et de stockage (incluant la mobilisation différentielle des métabolites lors de la synthèse du lait maternel), et l'activité métabolique provenant d'un mécanisme d'induction enzymatique déclenché par certains congénères de BPC.

Les PCB : biphényles polychlorés polluants d'origine industrielle !

Les biphényles polychlorés sont constitués de deux noyaux phényles sur lesquels sont greffés un nombre plus ou moins élevé d'atomes de chlore ou d'hydrogène, définissant ainsi un grand nombre de dérivés. Le nombre et la position des atomes de chlore, ainsi que l'espèce animale considérée influent considérablement sur la dynamique et la toxicité de chacun des dérivés. Les profils provenant des divers tissus de bélugas du Saint-Laurent montrent que la plupart des 50 dérivés à faible teneur en chlore, dominants dans les préparations commerciales, ont été métabolisés dans les chaînes alimentaires. Parmi les plus abondants dans les tissus des bélugas, on trouve des tétra, des penta, des hexa et des heptachlorobiphényles. Ceux qui portent des atomes de chlore en positions 2,4,5 sont particulièrement résistants à toute transformation métabolique

(MUIR *et al.*, NORSTROM *et al.*, 1992). L'un des plus abondants est le 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle ; chez le rat, on a démontré que 75 % de toute dose de ce composé est accumulé de façon irréversible dans le tissu adipeux, et que son excrétion est limitée à 18 % (MATHEWS et DEDRICK, 1984). Certains des isomères coplanaires tétra, penta et hexachlorobiphényles provoquent les mêmes effets toxiques que la dioxine (POLAND *et al.*, 1979). De plus, certains de ces mêmes isomères sont des inducteurs de l'hydroxylase du benzo(a)pyrène dans le foie du rat. Plusieurs des isomères détectés chez le Béluga sont en outre des inducteurs de l'hydroxylase d'hydrocarbures aryles (PARKINSON *et al.*, 1983). Puisque ces produits sont persistants, l'exposition totale à long terme à ces inducteurs peut être significative. Les effets potentiels d'une exposition combinée aux composés organochlorés et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques n'ont jamais été examinés chez les Cétacés.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques

Le Saguenay, secteur important de l'habitat du béluga, est fortement contaminé par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et en particulier par les benzo-a-pyrènes (BaP) (MARTEL *et al.*, 1986). La quantité totale de HAP dans les sédiments est évaluée à 40 tonnes, et on a démontré que les moules provenant de l'embouchure du Saguenay en contiennent plus que toute autre population de l'estuaire et du Golfe. Une étude expérimentale a permis de mettre en évidence un processus de concentration très important. Des moules du Saint-Laurent transplantées dans le Saguenay présentaient une concentration au moins 200 fois supérieure à leur teneur initiale en BaP après un mois de séjour dans le fjord (PICARD-DERUBE *et al.*, 1983). Les auteurs estiment que les aluminières de la région en sont la source la plus importante.

Les BaP sont des cancérigènes naturellement présents en faibles quantités dans l'environnement, mais dont l'augmentation récente est attribuée à l'activité industrielle. Une étude en épidémiologie humaine a démontré que l'incidence anormalement élevée de cancer de la vessie dans la région de Chicoutimi était associée à l'emploi dans l'industrie de l'aluminium. L'exposition aux HAP, telle qu'estimée par la concentration de BaP dans l'environnement, est le facteur causal probable (THERIAULT *et al.*, 1984). La description subséquente d'un cas analogue de cancer de la vessie chez un béluga soulevait l'hypothèse d'une cause commune (MARTINEAU *et al.*, 1985). L'identification de quantités importantes de BaP dans le cerveau de trois bélugas prélevés en 1986 constituait une preuve irréfutable que ces animaux avaient été exposés aux BaP et qu'ils les avaient métabolisés en une forme ultime cancérigène (MARITNEUA *et al.*, 1988). Ces métabolites, qui ont été trouvés liés à l'ADN cellulaire, constituent en outre une détérioration potentiellement significative du potentiel génétique de la population.

Pathologie

Des autopsies de soixante-huit carcasses relativement bien préservées ont été pratiquées à la Faculté de Médecine Vétérinaire de l'Université de Montréal à St-Hyacinthe. L'examen macroscopique était suivi d'expertises en

histopathologie, en bactériologie et en virologie. **Trois** constatations principales se dégagent de ces examens :

Premièrement, ils ont permis la description de lésions encore jamais rapportées chez les Cétacés en général, chez les Odontocètes en particulier, dont plusieurs types de cancer, anévrisme disséquant de l'artère pulmonaire, fibrose de la rate, lésion cutanée associée à un virus du type herpès.

Deuxièmement, on a noté l'incidence de certains types de lésions à des taux plus élevés que parmi d'autres Cétacés examinés dans le cadre de programmes semblables ailleurs dans le monde. Sur les 68 carcasses autopsiées, nous avons décrit 28 tumeurs, dont 11 cancers (tumeurs malignes). Cela représente une forte proportion (37 %) de toutes les tumeurs (75) jamais rapportées lors de centaines de nécropsies pratiquées sur des cétacés du monde en entier. Nous n'avons observé aucune tumeur lors de 10 nécropsies de cétacés du Saint-Laurent appartenant à des espèces autres que le béluga et de 5 nécropsies de bélugas arctiques (MARTINEAU *et al.*, 1985, 1988 ; GIRARD *et al.*, 1991 ; BELAND *et al.*, 1992, 1993 ; DE GUISE *et al.*, sous presse).

Troisièmement, on a remarqué la présence simultanée de plusieurs lésions graves chez un même animal (MARTINEAU *et al.*, 1985, 1986 et 1988). L'étude de plusieurs jeunes animaux s'est révélée particulièrement intéressante : le premier, âgé d'environ deux ans et demi présentait un ulcère gastrique perforé avec péritonite, une bronchopneumonie vermineuse, une dermatite généralisée associée à une particule virale, une hépatite chronique. Le second, âgé d'un an et demi, avait une encéphalite, une bronchopneumonie vermineuse, une mammite, une dermatite généralisée. Un troisième animal, jeune femelle adulte de 14 ans, présentait une infection systémique à **Nocardia** sp. Le tissu adipeux de ces trois animaux portait une charge en BPC qui dépasse largement la moyenne pour leur groupe d'âge ; en particulier, chez le premier animal, le taux est le plus élevé retrouvé dans l'ensemble des carcasses examinées (576 µg/g poids total)

Malgré ce bilan, l'absence d'études cliniques sur ces Cétacés ne permet pas d'incriminer sans équivoque l'un des composés toxiques présents. Néanmoins, les études sur plusieurs espèces d'autres mammifères sont révélatrices : Les BaP (1986), ainsi que les concentrations de BPC dans le tissu adipeux étaient égales ou inférieures à celles retrouvées chez les bélugas du Saint-Laurent (MARTINEAU *et al.*, 1987).

Des études récentes sur des phoques en captivité ont démontré que la consommation de poissons de la mer du Nord diminuait le succès de reproduction (REINJERS *et al.*, 1986), les niveaux de vitamine A et d'hormones thyroïdiennes (BROUWER *et al.*, 1989), ainsi que l'efficacité du système immunitaire (DE SWART *et al.*, 1994). Ces poissons contiennent des quantités d'organochlorés comparables à celles des poissons du Saint-Laurent que consomment les bélugas. On ne peut malheureusement pas expliquer l'impact de ces produits

toxiques sur les cycles hormonaux des bélugas dans leur milieu naturel. On note cependant, parmi les femelles autopsiées, des lésions ou dysfonctions du système reproducteur et des glandes mammaires. Sur les 34 femelles adultes autopsiées, les trois-quarts présentaient au moins l'un des cas suivants : dystocie, déchirement de la paroi de l'utérus, tumeur ovarienne, tumeur ou autre lésion de la glande mammaire.

Dynamique de la population

On a pu, en comptant les couches de dentine sur des coupes de dents (SERGEANT, 1973), déterminer l'âge de 120 des bélugas retrouvés. Cet échantillon permet une estimation de la mortalité naturelle dans une population bien identifiée (fig. 3). De telles estimations sont pour ainsi dire inexistantes pour les Cétacés du monde, parce que les unités reproductrices sont mal définies, ou à cause d'incertitudes sur la provenance des animaux retrouvés sur le rivage. C'est pourquoi, en dépit de la petite taille de l'échantillon, des aléas de la méthode d'échantillonnage et des incertitudes dans ce genre d'analyse, il semblait valable d'utiliser ces données de mortalité pour une modélisation afin d'évaluer le potentiel d'accroissement de la population (BELAND *et al.*, 1988).

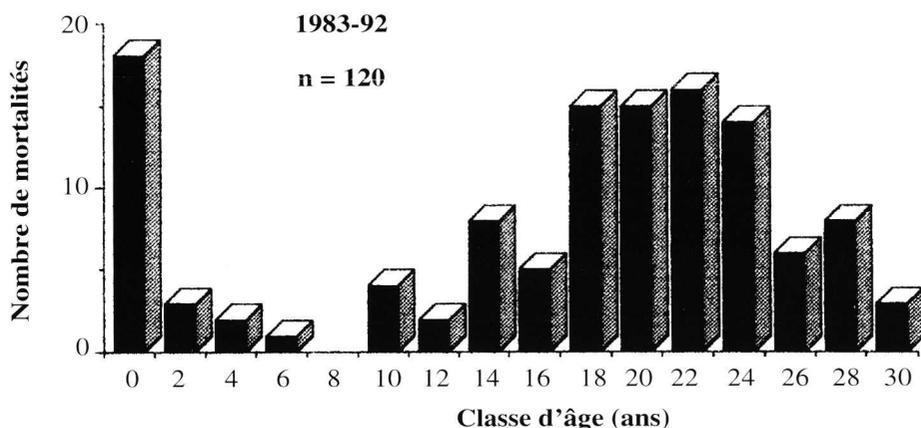


Fig. 3. On a pu, en comptant les couches dentinaires, déterminer l'âge de 120 des bélugas retrouvés sur les rives du Saint-Laurent. Cet échantillon peut servir à estimer la courbe de la mortalité naturelle dans cette population bien identifiée. De tels échantillons sont pour ainsi dire inexistantes pour les cétacés du monde, soit parce que les unités reproductrices sont mal définies, soit à cause de l'incertitude entourant la provenance d'animaux retrouvés sur le rivage.

Le taux de croissance d'une population dépend essentiellement de l'espérance de vie de chaque femelle et du nombre de descendants qu'elle produit au cours de son existence. A partir du nombre de morts appartenant à chaque classe

d'âge dans l'échantillon de carcasses, on a dressé une table de survie (**Tableau I**). Celle-ci décrit les chances de survie d'un animal depuis sa naissance jusqu'à un âge donné. Chez les grands mammifères en général, la mortalité est élevée au début et à la fin de la vie, mais relativement faible entre les deux. En comparaison, la table calculée pour le Béluga du Saint-Laurent montre un excès de mortalité à partir de l'âge de 12-16 ans et culminant vers l'âge de 22 ans (pour une longévité estimée à environ 30 ans). Quant au nombre moyen de veaux produits par une femelle d'un âge donné, il n'y a pas de mesure directe pour le Saint-Laurent. Comme condition initiale, on a donc utilisé les taux estimés pour une population de bélugas arctiques, où une femelle commence sa vie reproductrice vers l'âge de 5-6 ans, et donne en moyenne naissance à un seul jeune tous les trois ans (BURNS et SEAMAN, 1985).

Tableau I. Table de survie pour le béluga du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*). Le nombre de morts correspond aux carcasses dont on a pu déterminer l'âge, pour la période de septembre 1982 à décembre 1992. Le groupement par classes de deux ans permet de niveler les différences dues aux aléas de l'échantillonnage. Le taux de survie pour un âge donné s'obtient en prenant la racine carrée du taux de survie à la classe d'âge.

Classe d'âge (ans)	Nombre de mortalités observées	Fréquence	Taux de survie	Taux de mortalité	Taux de mortalité à l'âge	Taux de survie
x	n _x	F _x	L _x	D _x	Q _x	P _x
0	18	120	1,00	0,15	0,15	0,85
2	2	102	0,85	0,03	0,03	0,97
4	2	99	0,83	0,02	0,02	0,98
6	1	97	0,81	0,01	0,01	0,99
8	0	96	0,80	0,00	0,00	1,00
10	4	96	0,80	0,03	0,04	0,96
12	2	92	0,77	0,02	0,02	0,98
14	8	90	0,75	0,07	0,09	0,91
16	5	82	0,68	0,04	0,06	0,94
18	15	77	0,64	0,13	0,19	0,81
20	15	62	0,52	0,13	0,24	0,76
22	16	47	0,39	0,13	0,34	0,66
24	14	31	0,26	0,12	0,45	0,55
26	6	17	0,14	0,05	0,35	0,65
28	8	11	0,09	0,07	0,73	0,27
30+	3	3	0,03	0,03	1,00	0,00

Modèle de dynamique de population

Pour modéliser, on incorpore ces taux de survie et de naissance dans une matrice, qu'on peut utiliser pour projeter un vecteur dont les éléments sont les nombres d'individus par classe d'âge dans la population. La projection itérative

du vecteur résultant stabilise éventuellement la structure de la population, qui se conforme alors aux paramètres inscrits dans la matrice. A ce moment, la différence entre deux vecteurs successifs correspond au taux de croissance de la population. Cette modélisation permet d'évaluer les conséquences de tout ensemble de taux de natalité et de survie.

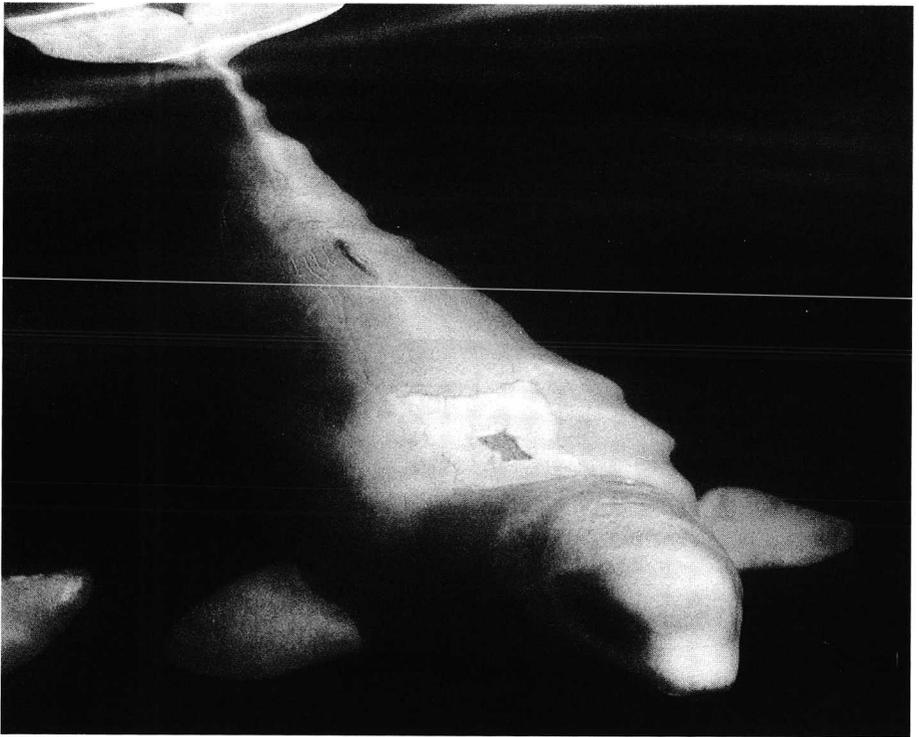
Sur la base de divers recensements et d'observations connexes, on estime généralement que la population de bélugas du Saint-Laurent est approximativement stable, et qu'elle comprend quelques 450-500 individus. La modélisation montre que cette stabilité provient à la fois du régime de mortalité observé et de taux de naissance qui n'atteignent que la moitié de ceux des populations arctiques. Mais en réalité, le programme de récupération des carcasses sous-estime la mortalité annuelle totale. Il est ineffectif pendant la saison des glaces, et presque certainement incomplet en d'autres temps. En plus, il est probable que les adultes, par rapport aux individus les plus jeunes, y soient surreprésentés en raison de leur masse, de leur flottabilité et de leur visibilité sur les plages. Il n'est pas possible d'estimer ce biais, mais on peut reprendre la modélisation en faisant varier à la fois les taux de naissances et la survie des jeunes individus depuis la naissance jusqu'à l'âge de trois ans. Les résultats montrent que le taux de croissance de la population est très sensible à de faibles changements dans ces deux paramètres. En particulier, en ramenant les taux de survie des jeunes aux valeurs observées dans l'arctique (où elle est effectivement moindre que ce que laisse croire notre échantillon provenant du Saint-Laurent), on obtient une population en décroissance.

En outre, la modélisation nous a permis de proposer un indice du taux de croissance de la population de bélugas du Saint-Laurent, qui est directement applicable sur le terrain. Cet indice est la proportion d'individus immatures dans la population. Chez le Béluga, les jeunes ont une coloration grise, qu'ils perdent après leur sixième année pour devenir des adultes blancs. Dans les populations arctiques, la proportion d'animaux non blancs est de l'ordre de 40 % et plus (SERGEANT, 1986 ; BURNS et SEAMAN, 1985) ; dans le Saint-Laurent, les recensements ont relevé des proportions de l'ordre de 30 % (MICHAUD, 1993). Or la modélisation montre que toutes les combinaisons des paramètres naissance/survie dans le Saint-Laurent qui produisent un taux de croissance positif correspondent à des populations dont la structure d'âge stabilisée compte plus de 30 % d'immatures. La population de bélugas du Saint-Laurent paraît donc être stable ou en lente décroissance.

Perspectives d'avenir

L'approche pluridisciplinaire a permis de mettre en lumière des problèmes sérieux relativement à plusieurs aspects de la biologie de la population de bélugas du Saint-Laurent. En l'absence de mesures directes de plusieurs paramètres et de l'impraticabilité de la méthode expérimentale dans ce cas particulier, il est impossible de mettre en relation directe les causes et les effets dans ce dossier. Néanmoins, tous les indices pointent dans une même direction qui ne permet pas d'être optimiste dans les conditions actuelles : la contamination de l'estuaire du Saint-Laurent par des produits toxiques non dégradables aurait-elle atteint des niveaux inacceptables pour le maintien de formes de vie placées au sommet des réseaux alimentaires ?

La surveillance des contaminants dans les sédiments et dans les noeuds principaux des réseaux alimentaires permettrait d'évaluer l'ampleur du phénomène de transport horizontal (le long du bassin hydrographique) et vertical (progression dans les réseaux alimentaires). L'implication de tout le réseau hydrographique du Saint-Laurent est mise en lumière par la présence du Mirex chez les bélugas. Ce pesticide hautement toxique provient d'une source industrielle dans le lac Ontario, à plus de 1500 km en amont, et est véhiculé principalement par l'anguille en migration (DUTIL *et al.*, 1985). Bien que les taux de contaminants dans ces anguilles aient diminué récemment, un calcul de bilan de masse nous a permis d'estimer qu'à partir de cette source unique, disponible seulement pendant quelques semaines par an, la population de bélugas du Saint-Laurent aurait accumulé au cours des années 1960 à 1980 tout le Mirex et la moitié des organochlorés présents dans les tissus de ses individus. Ces produits toxiques accumulés sont en partie conservés dans la population grâce au processus de transfert transplacentaire et, surtout, par le lait très riche en gras que les femelles donnent à leur veau pendant plus d'un an. Malgré la lente dépollution récente des Grands-Lacs et du Saint-Laurent, il faut s'attendre à ce que des effets toxiques sur la population de bélugas persistent encore pendant des décennies. Nos efforts de recherche actuels en toxicologie portent particulièrement sur les impacts des organohalogénés sur le système endocrinien, le système reproducteur et le système immunitaire des bélugas.



Béluga du Saint Laurent.

ADOPTONS UN BELUGA

L'Institut national d'Ecotoxicologie du Saint-Laurent est un organisme privé qui réalise des programmes de recherche sur l'écologie des mammifères marins. Il a lancé un programme de financement qui s'appuie sur un projet de photo-identification des bélugas du Saint-Laurent. Le fichier comprend actuellement plus de 120 individus identifiables par des marques ou cicatrices naturelles ! Ce fichier est un des outils pour comprendre différents aspects de l'écologie de cette population : déplacements, associations d'individus, liens familiaux, âge à la maturité, fréquence des naissances, estimés de population. Ce programme de financement, **Adoptons un béluga**, permet à des individus ou à des sociétés d'adopter de façon exclusive un animal en particulier. Les « parents adoptifs » reçoivent des nouvelles de « leur » baleine à chaque fois qu'elle est observée dans le Saint-Laurent, et peuvent suivre l'avancement des recherches. Ils reçoivent en plus une sérigraphie d'un béluga, dessin original par M. Frédéric BACK, artiste et réalisateur Canadien récipiendaire d'un Oscar pour son film d'animation **L'homme qui plantait des arbres**. Le coût d'adoption est de CAN\$ 5000. Les fonds servent à l'acquisition d'équipements pour poursuivre les travaux de recherche et de protection du Béluga. En adoptant un béluga, les parrains permettent aux chercheurs d'être en leur nom sur les lieux mêmes où se joue l'avenir des baleines du Saint-Laurent.

LE BELUGA DU SAINT-LAURENT

L'estuaire du Saint-Laurent dans le voisinage de l'embouchure du Saguenay constitue l'habitat principal d'une population résidente de la Baleine blanche, ou Béluga (*Ondotocète*, *Delphinapterus leucas*). La présence en cet endroit d'une espèce essentiellement arctique est attribuable à un milieu qui a conservé des caractéristiques nordiques depuis le retrait des glaciers, grâce à la conjonction de facteurs climatiques et d'une circulation d'upwelling. Le dynamisme dû au balancement des marées ainsi que le mélange de masses d'eaux marines profondes avec celles du Saint-Laurent, du Saguenay et de plusieurs autres rivières contribuent à une productivité élevée. Par conséquent, cette région offre dans un espace relativement restreint divers habitats analogues à ceux utilisés par les populations de bélugas arctiques pendant un cycle annuel.

RÉFÉRENCES

- BELAND P., MARTINEAU D., ROBICHAUD P., PLANTE R. et GREENDALE R. (1987). — *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.*, 1506, 44 p.
- BELAND P., VEZINA A. et MARTINEAU D. (1988). — *J. Conseil int. explor. Mer.* 45, 1988, pp. 22-32.
- BELAND P., DE GUISE S., PLANTE R. (1992). — Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Fonds Mondial pour la Nature (Canada), Toronto, Institut national d'Ecotoxicologie du Saint-Laurent, 99 p.
- BELAND P., DE GUISE S., GIRARD C., LAGACE A., MARTINEAU D., MICHAUD R., MUIR D., NORSTROM R., PELLETIER E., RAY S., SHUGART L. (1993). — Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence beluga whales. *j. Great lakes res.*, 19 : 766-775.

- BROUWER A., REIJNDERS P.H.J., KOEMAN J.H. (1989). — Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin a and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquat. Toxicol.*, **15** : 99-106.
- BURNS J.J. et SEAMAN G.A. (1985). — *Rep. Alaska Dept. Fish & Game, No NA 81 RAC 0049*, 129 p.
- DE GUISE S., LAGACE A., BELAND P. (1974). — Tumors in St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Vet. Pathol.* 31 (n° 4 or 5 - july or september 1994) in press.
- DE GUISE S., LAGACE A., BELAND P. — Gastric papillomas in eight St Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *J. Vet. diagn. investig.*
- DELONG R., GILMARTIN G.W. et SIMPSON J.G. (1973). — *Science*, **181** : 1168-1169.
- DE SWART R.L., ROSS P.S., VEDDER L.J., TIMMERMAN H.H., HEISTERKAMP S., VAN LOVEREN H., VOS J.G., REIJNDERS P.J.H., OSTERHAUS A.D.M.E. (1994). — Impairment of immune function in harbor seals (*Phoca vitulina*) feeding on fish from polluted waters. *Ambio*, **23** (2) : 155-159.
- DUTIL J.D., LEGARE B. et DESJARDINS C. (1985). — *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42** : 455-458.
- GASKIN D.E., HOLDRINET M. et FRANK R. (1971). — *Nature*, **233** : 499-500.
- GIRARD C., LAGACE A., HIGGINS R., BELAND P. (1991). — Adenocarcinoma of the salivary gland in a beluga whale (*Delphinapterus leucas*). *J. Vet. Diagn. Investig.*, **3** : 264-265.
- HELLE E., OLSSON M. et JENSEN S. (1976). — *Ambio*, **5** (5-6) : 261-263.
- MARTEL I., GAGNON M., MASSE R., LECLERC A. et TREMBLAY I. (1986). — *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **37** : 133-140.
- MARTINEAU D., LAGACE A., MASSE R., MORIN M. et BELAND P. (1985). — *Can. Vet. J.*, **26** : 297-302.
- MARTINEAU D., LAGACE A. et BELAND P. (1986). — *J. Wildl. Dis.*, **22** : 289-294.
- MARTINEAU D., BELAND P., DESJARDINS C. et LAGACE A. (1987). — *Archiv. Environ. Contam. Toxicol.*, **16** : 137-147.
- MARTINEAU D., LAGACE A., BELAND P., HIGGINS R. et ARMSTRONG D. (1988). — *J. Comparative pathol.*, **98** : 287-311.
- MASSE R., MARTINEAU D., TREMBLAY I. et BELAND P. (1986). — *Archiv. Environ. Contam. Toxicol.*, **15** : 567-579.
- MATHEWS H.B. et DEDRICK R.L. (1984). — *Annual rev. Pharmacol. Toxicol.*, **24** : 85-103.
- MICHAUD R. (1993). — Distribution estivale du béluga du Saint-Laurent : synthèse de 1986 à 1992. *Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, n° 1906.
- MUIR D.C.G., FORD C.A., STEWART R.E.A., SMITH T.G., ADDISON R.F., ZINCK M.E., BELAND P. (1990). — Organochlorine contaminants in belugas, *Delphinapterus leucas*, from Canadian waters. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, **224** : 165-190.
- NORSTROM R.J. MUIR D.C.G., FORD C.A., SIMON M., MACDONALD C.R., BELAND P. (1992). — Indications of p-450 monooxygenase activities in beluga (*Delphinapterus leucas*) and narwhal (*Monodon monoceros*) from patterns of PCB, PCDD and PCDF accumulation. *Marine Environ. Res.*, **34** : 267-272.
- PARKINSON A., SAFE S., ROBERTSON T.L., THOMAS P.E., RYAN D.E., REIK I. et Levin W. (1983). *J. Biol. Chem.*, **258** : 5967-5976.
- PICARD-BERUBE M., COSSA D. et PIUZE J. (1983). — *Mar. Environ. Res.*, **10** : 63-71.
- PIPPARD I. (1985). — *Can. Field-Naturalist*, **99** (3) : 438-450.
- POLAND A., GREENLEE W.E. et KENDE A.S. (1979). — *Annals N.Y. Acad. Sci.*, **320** : 214-230.
- REEVES R.R. et MITCHELL E. (1984). — *Naturaliste-can.*, **111** : 63-121.
- REIJNDERS P.J.H. (1986). — *Nature*, **324** : 456-457.
- SERGEANT D.E. (1973). — *J. Fish. Res. Bd Can.*, **30** : 1065-1090.
- SERGEANT D.E. (1980). — *Cons. Int. Expl. Mer. Mar. Envir. Committee E* : 55, 10 p.
- THERIAULT G., TREMBLAY C., CORDIER S. et GINGRAS S. (1984). — *Lancet*, **1** : 947-950.
- VLADYKOV V.D. (1946). — *Contrib. Dép. Pêcheries Québec*, **17** : 1-155.