

DFO - Library / MPO - Bibliothèque



09011506

Bilan De Santé Du Nord-Ouest De L'Atlantique

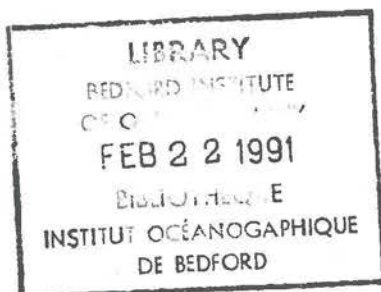
GC
1191
.H414
1984

Canada

Publié conjointement par : Environnement Canada et
Pêches et Océans Canada

gfr 118076 GC 1191
BILAN DE SANTÉ DU
NORD-OUEST DE L'ATLANTIQUE

Rapport du Comité interministériel
sur les questions environnementales



Direction de la publication
R.C.H. Wilson
Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada
et
R.F. Addison
Pêches et Océans Canada
Laboratoire d'écologie marine,
Institut d'océanographie de Bedford

Disponible auprès de : Environnement Canada Institut d'océano-
45, Alderney Drive graphie de Bedford
Dartmouth (N.-É.) Dartmouth (N.-É.)
B2Y 2N6 B2Y 4A2

TABLE DES MATIERES

1.	Introduction par R.C.H. Wilson	1
2.	Milieu océanographique par L.P. Hildebrand: océanographie physique, courants, vents et vagues, brouillard, température et salinité, marées, glaces, océanographie biologique, production primaire et secondaire, poissons, mammifères marins, oiseaux aquatiques, résumé	5
3.	Processus et facteurs géologiques par D.J.W. Piper: composition géologique, sous-sol rocheux, sédiments glaciaires et post-glaciaires, répartition des sédiments à la surface, érosion du fond marin et charriage des sédiments, vagues et courants, bioturbation, érosion glaciaire, slumping, dépôt de sédiments sur la plate-forme continentale, provenance des sédiments, processus de dépôt, flux chimiques traversant les sédiments du fond, conclusions	31
4.	Polluants des rivières déversés dans la nord-ouest de l'Atlantique par R.F. Addison	44
5.	Charriage des polluants dans le milieu marin par E.W. Brandon et P.A. Yeats: diffusion dans l'atmosphère, charriage et dépôt dans l'atmosphère, mécanismes de diffusion et d'élimination des sédiments, acide carbonique, traces de métaux, composés d'organochlore	46
6.	Radioactivité en milieu marin par J.N. Smith: sources de radioactivité, diffusion des Cs-137 et Sr-90, produits de fission et d'activation, carbone 14 et tritium, plutonium, échelle de désintégration du thorium et de l'uranium	59
7.	Conséquences et diffusion du pétrole et des produits dérivés par E.M. Levy	74
8.	Composés organohaléogènes par R.F. Addison: concentrations d'organochlore dans la nord-ouest de l'Atlantique, tranche d'eau, sédiments marins, invertébrés, poissons, phoques, conclusions, tendances temporelles, importance des niveaux actuels des composés organohalogénés	82

9.	Produits chimiques organiques synthétiques et non halogénés par R.A.F. Matheson: pesticides, application en agriculture, arrosage aérien des forêts, produits chimiques commerciaux, éthers acides de phtalate, organophosphates, amines aromatiques, composés organiques, arsenics organiques, résumé	92
10.	Problèmes environnementaux éventuels liés à l'utilisation du chlore par J.F. Payne et A. Rahimtula: utilisation du chlore, chimie du chlore, inquiétudes récentes concernant l'utilisation du chlore, eau potable, toxicité du milieu aquatique, papeteries, égouts, usines de traitement du poisson, survie de l'environnement, homme et nature en tant que causes, conclusions	104
11.	Charbon et produits à base de charbon par O.B. Eaton, J.F. Uthe et G.R. Sirota: exploitation du charbon dans la région de l'Atlantique, charbon et énergie, conséquences de l'utilisation du charbon sur le milieu marin, rejets dans l'atmosphère, effluents locaux, produits et liquides à base de charbon, problèmes liés à ces produits	122
12.	Diffusion et biodisponibilité des métaux lourds dans le milieu marin par S. Ray et J.M. Bewers: diffusion dans le milieu naturel, eau, sédiments, biote, accumulation à partir de différentes sources, eau, sédiments, nourriture, conclusions	135
13.	Conséquence des effluents chauds sur la qualité de l'eau de mer dans la région de l'Atlantique par J.J. Swiss: conséquences générales des effluents chauds, sources, secteur touché, types de répercussions, effluents chauds dans la région de l'Atlantique, en Nouvelle-Ecosse, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve, dans l'Île du Prince-Edouard, résumé	152
14.	Déchets durables par P.B. Eaton: types de matériaux, provenance des déchets, problèmes environnementaux, problèmes esthétiques, dangers pour la vie marine, dangers pour les pêcheurs et les navires	159
15.	Micro-organismes et germes pathogènes par A. Menon et P.K. Klaamas: rôle des micro-organismes dans l'auto-assainissement des eaux, germes pathogènes dans les eaux, salmonellose du porc, shigellose, choléra, <u>vibrio parahaemolyticus</u> , virus, autres germes pathogènes transportés par l'eau, sources de contamination microbienne, conséquences sur les eaux côtières	170
16.	Solutions apportées aux problèmes de pollution marine par A. McIver: compréhension des problèmes, éducation, législation, technologie, coûts	185
17.	Résumé et conclusions par R.F. Addison	196

INTRODUCTION

Par R.C.H. Wilson*

Les plus vieux fossiles sont ceux d'organismes qui vivaient dans les mers anciennes. Si l'on en croit les écrits les plus anciens, l'homme naviguait sur la mer et en exploitait les ressources; il a même érigé une société moderne dont les caractéristiques culturelles et économiques sont fortement influencées par la mer et par ses composantes biologiques. De nos jours, même si tous les écoliers savent que les océans occupent environ les deux tiers de la surface du globe et en dépit du fait que quelque 6,5 % des protéines animales consommées au Canada sont tirées de la mer, l'état de santé de l'océan ne suscite encore que peu d'intérêt. Seules les personnes qui en tirent leur subsistance semblent s'en préoccuper. Son étendue et sa puissance sont telles que la plupart des craintes que les activités humaines puissent modifier sensiblement sa nature n'effleurent guère ceux qui pourtant la connaissent le mieux.

Depuis la confédération, les ministères du gouvernement fédéral ayant leur siège dans les provinces de l'Atlantique assurent l'étude ou le contrôle de l'océan et de ses utilisateurs. Les responsables régionaux de ces ministères forment le comité inter-ministériel sur les questions environnementales. Certains dossiers comme les statistiques sur les prises de homards sont tenus à jour depuis le siècle dernier. En comparaison, d'autres renseignements sont beaucoup plus récents, par exemple les quantités de contaminants organiques présents dans l'environnement. L'étude et le contrôle débouchent sur de nouveaux horizons et se modifient pour refléter l'influence des nouveaux types de développement technologique, d'exploitation et de transport des ressources.

Le nord-ouest de l'Atlantique a traditionnellement servi de lieu de pêche. En 1977, les ressources halieutiques des quatre provinces de l'Atlantique et du Québec atteignaient au total un million de tonnes, soit environ les deux tiers de la valeur marchande de tout le poisson pêché au Canada. Même si l'on prévoit une augmentation dans les prises de certaines espèces, dans l'ensemble on n'entrevoit pas d'augmentation significative au cours de la période de 1980 à 1985. Dans l'industrie, le secteur qui connaît l'expansion la plus rapide est probablement l'aquaculture; en effet en 1983, on comptait 59 exploitants comparativement à 16 en 1975. La pêche commerciale exige un environnement de qualité satisfaisante. La présence de niveaux anormalement élevés de polluants menacerait non seulement la vie des populations de poissons, mais risquerait également de créer des accumulations de polluants qui pourraient empêcher la vente du poisson ou des produits du poisson destinés à la consommation humaine. Les crustacés sont particulièrement vulnérables à cette pollution; en effet, leur culture sur les

* Service de protection de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth (N.-É.)

côtes exige une qualité de l'eau inconciliable avec l'utilisation actuelle des baies et des estuaires pour le traitement des eaux usées.

Depuis au moins cinq ans, l'exploitation des ressources pétrolières et gazières au large de la côte atlantique du Canada constitue, au niveau régional, un sujet brûlant d'actualité. Au cours des dernières années, les activités liées à l'exploration ont connu peu d'expansion : en 1982, seulement 15 puits ont été forés, mais on prévoit que ce nombre doublera d'ici à 1985. L'exploration se fait surtout sur le plateau continental Scotian, sur les Grands bancs au large du Labrador et dans le golfe du Saint-Laurent. On effectuera sous peu des forages d'exploration au large de l'île de Sable pour la structure gazéifère Venture et sur les Grands bancs, pour la structure pétrolifère Hibernia. Si un accident survenait au cours des opérations de forage, d'exploitation ou de transport, l'environnement risquerait de se trouver en danger. Des études sur les déversements de pétrole, menées en d'autres régions indiquent généralement que les répercussions à long terme sont très localisées et peuvent être pratiquement éliminées par un nettoyage minutieux; on a également rassemblé de la documentation sur les répercussions chroniques découlant d'un déversement et des opérations normales.

Quoique l'industrie pétrolière et gazière à l'extérieur des côtes soit peut-être la menace la plus évidente pour la qualité du milieu marin, elle n'est pourtant pas la plus importante. Une compilation de statistiques portant sur l'apport de polluants indique que les polluants atmosphériques et les polluants fluviaux constituent les sources les plus importantes de substances nutritives et de métaux toxiques dans la mer du Nord, en dépit de l'importance de l'industrie gazière et pétrolière à l'extérieur des côtes. On ne dispose pas de semblables statistiques pour le nord de l'Atlantique, mais on peut supposer que les apports les plus importants dans cette région, proviennent d'industries situées sur le littoral.

Les documents de ce dossier réunissent des renseignements sur certaines des contraintes que subissent les organismes qui vivent au large de la côte atlantique du Canada. Les niveaux et la répartition des contaminants chimiques, particulièrement à une certaine distance des côtes, intéressent les scientifiques et les responsables de la législation, car l'évolution dans ces milieux se mesure et se manifeste plus lentement que dans les écosystèmes terrestres. Les océans constituent également une partie des biens communs dont la gestion et la préservation relèvent des gouvernements nationaux. La connaissance des sources de contamination et la réponse des communautés côtières face à ce problème forment une part essentielle de la stratégie du Canada en vue de la protection des océans.

Les documents qui suivent accordent toute leur attention à la haute mer plutôt qu'aux estuaires et aux côtes où les problèmes de pollution sont mieux connus et probablement plus sérieux. En raison de leur portée, ces documents sont plutôt de nature assez générale, mais ils indiquent, à mon avis, que les scientifiques de la région de l'Atlantique n'ont décelé aucune perturbation grave mettant en danger la santé du nord-ouest de l'Atlantique. Toutefois, cela ne signifie pas que le gouvernement et l'industrie peuvent s'endormir sur leurs lauriers; si l'on souhaite maintenir ce niveau de qualité, il faut que les organismes responsables continuent d'être mis au défi de faire des découvertes, de réunir des renseignements, de discuter de ces problèmes et de conclure des ententes.

Les documents qui suivent se répartissent en trois catégories. Les quatre premiers documents décrivent de manière générale le milieu océanographique de la région ainsi que les processus biologiques, atmosphériques et terrestres qui influent sur la qualité de l'eau. La partie centrale énumère les sources, les niveaux, la répartition et les effets des contaminants physiques et chimiques, substance par substance. Les éléments nutritifs ne figurent pas à cette liste, car l'eutrophisation est un problème que l'on ne rencontre en aucun point au large des côtes de l'Atlantique. Le dernier document fait état de la réponse du gouvernement et de l'industrie à la menace continuelle de la contamination de l'océan.

Il est évident que les documents réunis ici ne présentent pas les conclusions les plus récentes et les plus exhaustives concernant un sujet ou l'autre. Les scientifiques qui s'intéressent aux lacunes importantes dans les connaissances actuelles et les spécialistes qui cherchent une analyse approfondie savent en général où trouver ce genre de documentation. La présente compilation a pour objectif de satisfaire ceux qui veulent avoir un aperçu de la qualité de l'environnement en milieu marin, au large du littoral canadien de l'Atlantique.

Les conclusions obtenues à la suite de l'étude de la pollution marine ont nécessité des dépenses considérables. En raison des variations dans les niveaux des substances naturelles ou des substances introduites il a fallu utiliser des méthodes d'échantillonnage difficiles et faire de longues périodes d'observation afin de parvenir à tracer des tendances. Une simple modification dans la méthode d'analyse résultant d'une approche plus moderne a fréquemment entraîné le rejet de données antérieures obtenues au prix d'efforts soutenus et laborieux. Les auteurs qui tentent de résumer les connaissances des spécialistes sur un territoire aussi vaste que le nord-ouest de l'Atlantique se heurtent à des contraintes techniques semblables et doivent également composer avec des problèmes d'ordre plus général. En raison du temps nécessaire pour réunir et étudier

une documentation comme celle-ci, les renseignements qui étaient exacts et à jour au moment de leur rédaction deviennent vite dépassés. Comme dans tout autre domaine de la science, les interprètes des données sur la qualité du milieu urbain doivent porter des jugements pour parvenir à leurs conclusions; leur opinion et les valeurs ainsi exprimées ne font pas toujours l'unanimité. Pour cette raison et pour plusieurs autres, les opinions exprimées dans ces documents n'engagent que leurs auteurs et ne représentent pas nécessairement le point de vue officiel des ministères pour lesquels ils travaillent.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Willmer, J. 1983. Personal communication. DFO, Ottawa.
2. Scarratt, D.J. (ed.). 1982. Canadian Atlantic offshore fishery atlas. Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci., 47 (Revised), 121 p.
3. Norton, R.L. 1982. Assessment of pollution loads to the North Sea. Tech. Rep. TR 182, Water Research Center, Medmenham, U.K., 28 p.
4. Coote, A.R. 1981. Personal communication. Atlantic Oceanographic Laboratory, DFO.

INTRODUCTION

Le Canada possède un des littoraux les plus longs au monde, soit une longueur totale de quelque 30 000 kilomètres. Environ le tiers de la côte s'étend le long de l'Atlantique à partir du golfe du Maine, à la frontière du Canada et des États-Unis, jusqu'à la pointe septentrionale du Labrador (de la latitude 42° N à la latitude 60° N) (Figure 1). Le long du littoral s'étend le plateau continental qui atteint 200 kilomètres au large de la Nouvelle-Écosse et 500 kilomètres sur les Grands bancs au sud-est de Terre-Neuve pour se rétrécir à 100 kilomètres le long de la côte du Labrador. Dans cette région, se situent également le plateau continental Scotian, les Grands bancs, les bancs de Terre-Neuve et du Labrador ainsi que les eaux intérieures du golfe du Saint-Laurent et de la Baie de Fundy. En général, la profondeur des eaux varie de 75 à 250 m, à l'exception du chenal Laurentien (450 m) qui s'étire de l'embouchure du fleuve Saint-Laurent jusqu'à la limite du plateau continental et de quelques secteurs peu profonds (moins de 50 m) sur le banc de Georges, le banc de l'île de Sable et l'extrémité sud des Grands bancs.

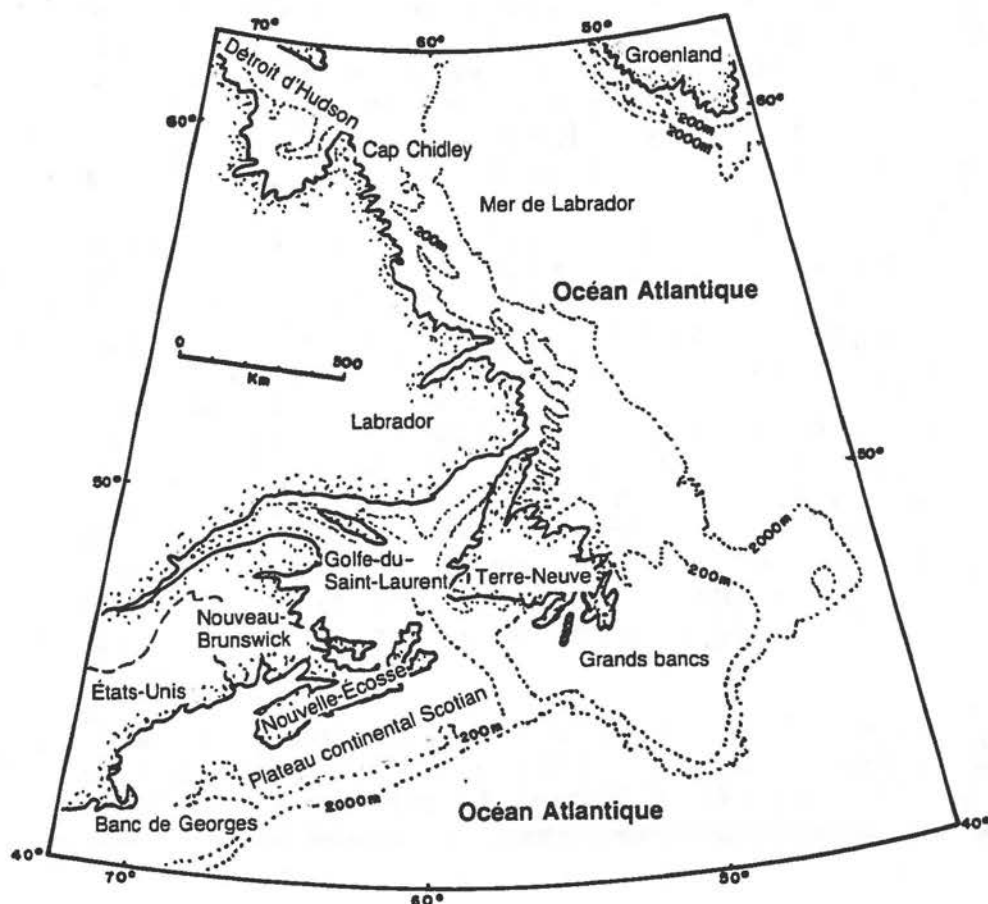


Figure 1 : Côte atlantique du Canada et plateau continental.1

* Service de protection de l'environnement, Environnement Canada Dartmouth (Nouvelle-Écosse).

Au nord de Cape Cod, le plateau continental est exceptionnellement découpé par les chenaux et les bassins, témoins d'une activité glaciaire encore récente. Le golfe du Maine et le plateau continental Scotian se caractérisent par une série de bancs et de profonds bassins isolés qui atteignent respectivement des hauteurs et des profondeurs au-dessus de la moyenne observée sur un plateau continental. Au nord, l'ensemble de la grande étendue plate des Grands bancs, à l'exception du chenal côtier Avalon, est moins profond que la plupart des secteurs de grandeurs comparables sur un plateau continental; les profondeurs atteignent entre 50 et 100 mètres et la région présente une forme exceptionnellement prononcée de plateau. Encore plus au nord; le plateau continental qui prolonge la côte du Labrador constitue une exception, atteignant en moyenne près du double de la profondeur d'un plateau continental type.²

OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE

Courants

Avec la région de Oyashio/Kuroshio, au large de la côte nord du Japon, le nord-ouest de l'Atlantique peut être considéré comme la région marine enregistrant les plus importantes variations dans le monde. Cette situation résulte du chevauchement du courant chaud du Gulf Stream et du courant froid du Labrador, respectivement orientés vers le pôle et vers l'équateur, de l'immense et variable apport des crues printanières du fleuve et des principales rivières ainsi que de la fonte des glaces dans les basses régions de l'Arctique.²

Les principaux courants de surface de la côte est de l'Atlantique et des eaux profondes adjacentes sont illustrés dans la figure 2. On y observe la tendance de l'eau à se déplacer vers le sud au-dessus du plateau continental et la présence de courants presque giratoires appelés tourbillons au Bonnet flamand, dans le golfe du Saint-Laurent et sur le banc de Georges. Les échanges entre les eaux côtières et les eaux profondes sur le plateau continental Scotian et à l'extrémité des Grands bancs ainsi que la proximité de forts courants océaniques comme le Gulf Stream sur le plateau continental, sont aisément visibles. Il semble que les secteurs du plateau continental au large de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du Labrador ainsi que ceux du golfe du Saint-Laurent soient tous reliés par ces courants.¹⁷

Pour illustrer l'intensité de ces courants, le tableau 1 indique le débit des principaux courants ainsi que le temps que prendrait un courant de cette intensité pour combler le golfe du Saint-Laurent.

TABEAU 1 - MOYENNE DES COURANTS AU LARGE DE LA CÔTE EST DE L'ATLANTIQUE

Courants	Débit (106 m ³ /s)	Temps nécessaire pour remplir le golfe
Eaux de ruissellement dans le golfe du Saint-Laurent	0,02	58 ans
Courant de la Nouvelle-Écosse	0,35	3 ans
Courant du Labrador	5,0	3 mois
Gulf Stream	50	1 semaine

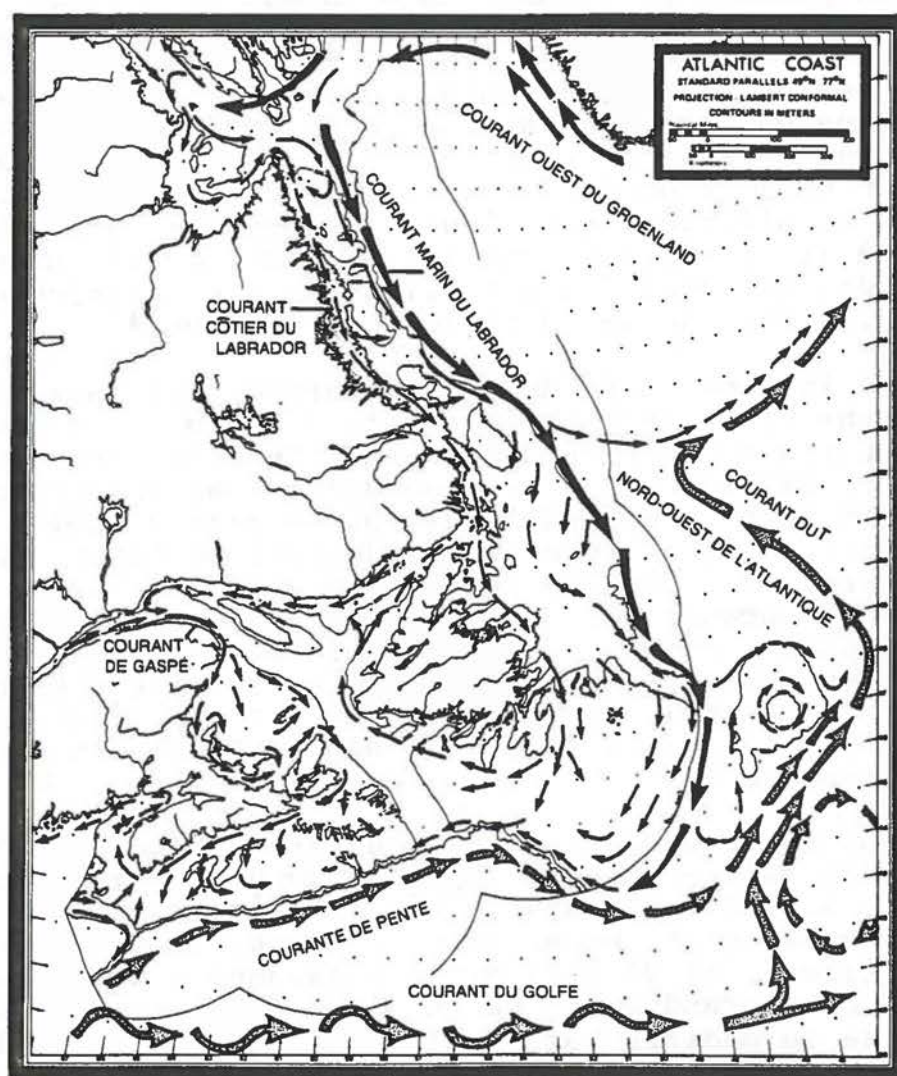


Figure 2 : Circulation superficielle générale : courants froids, flèches pleines; courants chauds, flèches pointillées. La longueur des flèches indique la vitesse approximative : flèches longues, 50 à 100 cm/s; flèches moyennes, 30 à 50 cm/s; flèches courtes, moins de 30 cm/s.

Le courant du Labrador prend naissance à l'extrémité sud du détroit de Davis où les eaux froides de l'Arctique se mêlent aux eaux un peu plus chaudes et salées du courant ouest du Groenland, lequel traverse le détroit de Davis en provenance de la côte ouest du Groenland. Une partie de ce courant pénètre dans le détroit d'Hudson où il se mélange aux eaux provenant de la baie d'Hudson et revient le long de la rive sud du détroit; à cet endroit, il rejoint la masse principale des eaux se déplaçant vers le sud, le long de la côte du Labrador. Le courant principal est formé d'un embranchement côtier lui-même composé des eaux provenant de la baie d'Hudson et de l'Arctique et d'un embranchement plus important constitué surtout par les eaux du courant ouest du Groenland. Quoique l'on puisse distinguer ces deux courants l'un de l'autre, il se produit quand même d'importants échanges entre eux.

Au large de Terre-Neuve, le courant du Labrador s'écoule vers le sud en passant par-dessus le nord-est des Grands bancs en contournant et en traversant le banc de Terre-Neuve. Le courant principal s'écoule du côté ouest du col Flemish et vers le sud jusqu'à l'extrémité des Grands bancs. Une grande partie de l'eau circule au large en formant des zigzags et des tourbillons et finit par se mélanger au courant du nord-ouest de l'Atlantique pour retourner vers le nord. Un bras côtier traverse le chenal Avalon et bifurque vers l'ouest en bordure du plateau continental où il se confond avec les eaux des Grands bancs. Dobson et Jordan ont dressé une bibliographie exhaustive de l'océanographie physique de la région du Labrador.⁴

À l'intérieur du golfe du Saint-Laurent, les eaux de surface quittent la région de l'estuaire sous la forme d'un fort courant côtier (le courant de Gaspé) qui s'écoule vers l'est le long de la côte gaspésienne en contournant et en traversant les hauts-fonds des Iles-de-la-Madeleine pour sortir du golfe du Saint-Laurent par le côté ouest du détroit de Cabot. Dans les couches plus profondes du côté de Terre-Neuve, on observe un courant entrant cooccurrent. L'apport d'eau douce, qui constitue une des principales forces dans la circulation du golfe, varie selon les saisons, atteignant le niveau le plus élevé en mai et le plus bas en janvier et février. El Sabh a publié un ouvrage traitant de façon détaillée de la circulation générale dans le golfe du Saint-Laurent.⁵

L'eau qui sort du golfe se dirige vers l'ouest le long de la côte de la Nouvelle-Écosse à moins de 20 km du littoral (courant de la Nouvelle-Écosse) et pénètre même dans la baie de Fundy et le golfe du Maine. Au large, le courant est en général plus faible, sa direction varie davantage et il reçoit un apport encore plus grand de la haute mer. Le courant de la Nouvelle-Écosse se modifie à mesure qu'il progresse vers le sud; sa salinité augmente tout comme sa température et sa teneur en éléments nutritifs en raison d'échanges avec les eaux du large.

En haute mer, le chaud courant de versant coule vers l'est le long du plateau continental au sud de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve, à l'extrémité des Grands bancs. Plus au sud, le Gulf Stream coule également vers l'est et se ramifie à la pointe des Grands bancs. Un bras bifurque vers le nord et s'ajoute au courant de versant pour former le courant du nord-ouest de l'Atlantique qui coule à son tour vers le nord au-delà du Bonnet flamand et se répand au sud de la mer du Labrador avant de continuer vers l'est dans l'Atlantique nord.

Le Gulf Stream qui passe en moyenne à plusieurs centaines de kilomètres au sud du plateau continental, n'est pas orienté franc est, mais se dirige vers l'est en une série de larges boucles et cercles sans cesse changeants qui peuvent atteindre 100 kilomètres de diamètre. La formation de ces cercles est épisodique, soit environ six par année, qui se disloquent pour former des tourbillons à centre chaud; ils peuvent atteindre le plateau continental, produisant ainsi des échanges entre les eaux côtières et les eaux du large.

La circulation, la variabilité et la dynamique du plateau continental et de la pente Scotian ont été étudiées par Smith, Petrie et Mann⁶ et la circulation générale du golfe du Maine et de la baie de Fundy par Bumpus⁷ et Brown et Beardsley.⁸

Vents et vagues

Le climat de la côte est du Canada ainsi que son océanographie physique forment un système étroitement lié. En effet, le climat maritime est dominé par la circulation de zones de basse pression qui traversent la région. Pendant l'hiver, on observe trois trajectoires prédominantes des tempêtes : une première au nord, en provenance du bassin des Grands Lacs, une deuxième qui vient de Cape Hatteras et passe sur la plaine côtière de Cape Cod et une troisième venant de la Floride. Ces trajectoires apportent des basses pressions successives, normalement de six à dix par mois, qui provoquent sur leur passage des coups de vent et même de violentes tempêtes. Bon nombre de ces tempêtes perdent de leur intensité lorsqu'elles atteignent la région, mais leur influence peut persister pendant une semaine et plus dans de grands secteurs au large de la côte est. Au cours de l'été, ces tempêtes passent au nord, diminuant en nombre et en intensité. La pression atmosphérique liée à ces systèmes engendre en général des vents d'une intensité moyenne, en provenance du nord-ouest et de l'ouest au cours de l'hiver et dont les vitesses moyennes se situent entre 18 et 24 noeuds. Au cours de l'été, les vents qui balayaient la côte atlantique canadienne viennent du sud et sont en général plus modérés, atteignant des vitesses moyennes de 10 à 14 noeuds.³

Ces vents ont évidemment une forte influence sur la production de vagues, tant près des secteurs côtiers qu'au large. L'état de la mer varie considérablement selon le lieu et la saison. Par conséquent, au cours des mois d'hiver (décembre et

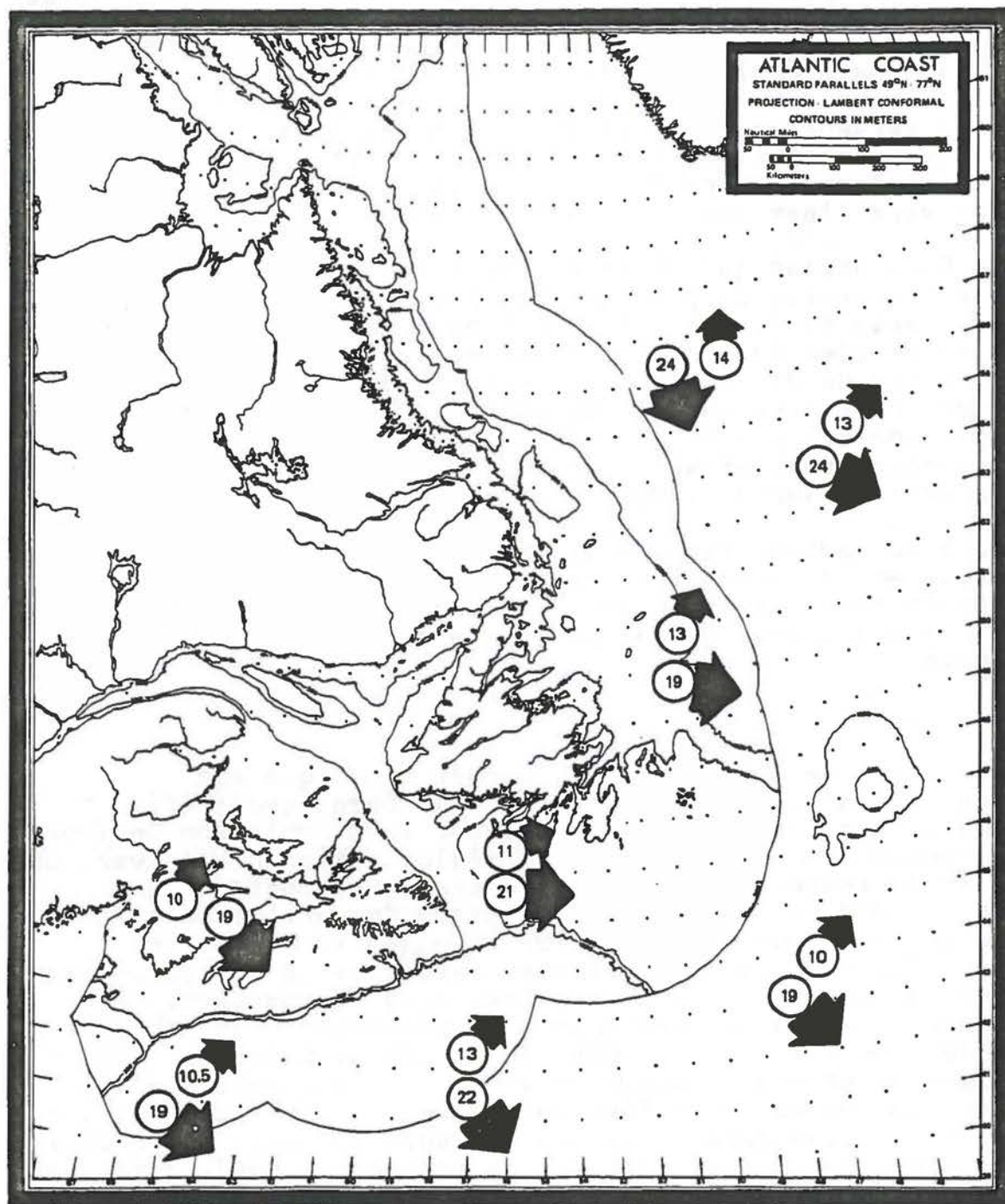


Figure 3 : Vents dominants de l'hiver et de l'été. Vents d'hiver (janvier) grosses flèches; vents d'été (juillet) petites flèches; vitesse moyenne mensuelle des vents (en noeuds), chiffres encadrés.3

janvier) l'énergie produite par les vagues peut être de cinq à six fois supérieure à celle produite au cours de l'été et, sur les Grands bancs, elle est de trois à quatre fois plus forte que sur le plateau continental Scotian.

L'explication de ce phénomène vient du fait qu'au cours de l'hiver des vents violents en provenance du nord-ouest soufflent vers le large par rapport à la côte méridionale et réduisent ainsi l'intensité des vagues en les opposant à celles du milieu de l'Atlantique; d'autre part, ces vents suivent parallèlement la côte est, où ils entretiennent une mer houleuse le long de la côte du Labrador et sur les Grands bancs. Au cours de l'été, les vents viennent surtout du sud-ouest et suivent la côte méridionale, loin du littoral est. Étant donné la faible intensité de ces vents, l'action des vagues le long des deux littoraux est relativement modeste.

Le banc de Georges à l'embouchure de la baie de Fundy, le plateau Scotian et la partie méridionale du plateau au large de Terre-Neuve sont fortement exposés à l'action des vagues en provenance du sud. Les Grands bancs, au sud-est de Terre-Neuve, sont exposés aux vagues provenant de presque toutes les directions à l'exception d'un secteur abrité des vagues venant du nord-ouest; quant aux côtes est de Terre-Neuve et du Labrador, elles reçoivent les vagues de la mer du Labrador et du nord de l'Atlantique.

Étant donné que sur le plateau continental la profondeur est habituellement supérieure à 75 mètres, on peut supposer que les vagues se déplacent librement sur la majeure partie du plateau, sans être affectées sensiblement par la profondeur. Ce n'est toutefois pas le cas dans certaines parties moins profondes du banc de Georges, autour de l'île de Sable et à l'extrémité sud des Grands bancs, où la profondeur de l'eau est inférieure à 50 mètres et où les vagues subissent des effets d'amincissement et de réfraction considérables. On retrouve le même phénomène dans les régions situées près des côtes, où la réfraction agit sur la presque totalité du spectre de la houle. À ce sujet, consulter l'étude de Neu⁹ portant sur l'activité des vagues dans cette région.

Brouillard

La côte est du Canada est bien connue pour son brouillard. Plus fréquent au cours de l'été, le brouillard résulte du passage de l'air chaud au-dessus de l'eau froide. La région la plus affectée est celle de la côte atlantique, à partir de la baie de Fundy jusqu'à la péninsule d'Avalon. À mesure qu'on se dirige vers le nord et l'ouest, les conditions de brouillard sont beaucoup moins fréquentes à un tel point que la majeure partie du golfe du Saint-Laurent connaît moitié moins de périodes de brouillard que la région côtière de l'Atlantique.

Température et salinité

La température de l'eau de mer varie d'un endroit et d'une saison à l'autre au large de la côte est du Canada. En pleine mer, il est plus difficile d'évaluer les variations de la salinité de l'eau, en raison de l'influence moins forte exercée par les eaux de ruissellement continentales. Ces variations dépendent principalement des précipitations et de l'évaporation, mais également des mélanges verticaux, car la température et la salinité varient selon la profondeur, l'endroit et la période de l'année.

Pour décrire les relations entre la température et la salinité, il a fallu diviser les eaux de la côte est du Canada en trois zones. La zone des basses régions de l'Arctique comprend les secteurs qui subissent l'influence des courants de l'ouest du Groenland et du Labrador. Au mois d'août, la température est d'environ 4 à 10 °C et la salinité de l'eau varie de 31 à 34 pour 1000 atteignant selon les saisons un niveau aussi bas que 29 pour 1000. La zone boréale comprend les secteurs fortement influencés par le courant de l'Atlantique nord, comme le Plateau Scotian et l'est des Grands bancs. En août, les températures de surface se situent entre 10 et 19 °C et la salinité varie entre 31 et 35 pour 1000 (elles sont inférieures sur le plateau Scotian et dans la partie sud du golfe du Saint-Laurent) chevauchant celles des basses régions de l'Arctique. La zone subtropicale froide comprend les eaux du courant de l'Atlantique nord. Au mois d'août, les températures de surface varient de 19 à 23 °C et la salinité, est de plus de 35 pour 1000.

Les limites de ces zones ne sont pas exactes et varient selon les saisons : par exemple, en hiver, la partie sud du golfe du Saint-Laurent est recouverte de glace, mais au cours de l'été, la couche superficielle de l'eau atteint 16 °C ou plus. L'eau du golfe est modifiée sensiblement par l'eau douce transportée par le fleuve Saint-Laurent, principal cours d'eau qui aboutit dans la région. En effet, l'eau de faible teneur en sel s'échappe du golfe et passe au sud-ouest, le long de la côte de la Nouvelle-Écosse, où elle se mêle à l'eau modifiée du courant de l'Atlantique nord. La teneur en sel des eaux du plateau Scotian est par conséquent beaucoup plus faible que celle des eaux des Grands bancs, plus à l'est.

Dans le golfe du Saint-Laurent, au cours de l'été, on remarque la présence de trois principales couches d'eau : une couche tempérée, qui circule dans les chenaux profonds et dont la température se situe entre 2 et 5 °C et la salinité à environ 35 pour 1000, ce qui en fait la couche la plus lourde en dépit de sa température. Au-dessus de celle-ci, de 50 à plus de 100 mètres de profondeur, on traverse une couche froide intermédiaire dont la température est égale ou inférieure à 0° C et la salinité, de 30 à 33 pour 1000. L'épaisseur de cette couche atteint son maximum au printemps et son minimum à l'automne, en raison d'un mélange d'intensité variable avec la couche superficielle. Quant à cette dernière, sa température

varie selon la saison. Au cours du printemps et de l'été elle se réchauffe graduellement pour atteindre jusqu'à 20 °C en surface, mais sa température se maintient entre 0 et 5 °C à des profondeurs de 20 à 30 mètres.

Les eaux formant le courant du Labrador ou celles qui proviennent de ce courant, occupent le reste de la région côtière du Canada. Il s'agit d'un simple courant froid dont la salinité est de l'ordre de 30 à 35 pour 1000. Les températures de la couche superficielle varient de -1,6 à -1 °C en hiver dans tous les secteurs, pour atteindre 10 à 15 °C l'été, dans les eaux de Terre-Neuve et de 3 à 8 degrés, le long de la côte du Labrador. Dans les couches inférieures, les températures se maintiennent à moins de 0 °C toute l'année. Ce courant froid est confiné à la plate-forme continentale, mais au-delà de la pente, l'eau est plus chaude et plus salée. En général, on trouve l'eau la plus froide et la moins salée à la surface et près du littoral.

Marées

Dans la région atlantique canadienne, l'amplitude des marées est extrêmement variée^{10,11}. Dans les secteurs les plus au nord, l'amplitude est de l'ordre de 9 à 12 mètres, mais dans tout le reste de la région elle se maintient approximativement à un mètre, à l'exception de la baie de Fundy qui connaît des marées de 12 à 16 mètres, soit parmi les plus fortes au monde. Les marées les plus faibles de la région sont enregistrées au sud-ouest du golfe du Saint-Laurent, où la moyenne est inférieure à un mètre et où les marées du printemps dépassent rarement 1,8 mètre. On observe des marées légèrement plus fortes dans la moitié est du détroit de Northumberland, dans la baie des Chaleurs et près du détroit de Belle-Isle. En comparaison, la mer du Nord connaît des marées de deux à trois mètres d'amplitude.

Glace

Une grande partie de la côte est du Canada subit les effets saisonniers du gel¹². La glace commence à se former au nord du Labrador, en novembre et en décembre et avance lentement vers le sud à la vitesse d'environ dix milles par jour pour atteindre les Grands bancs en février ou mars, souvent aussi loin que la latitude 46° N. L'épaisseur de la glace est d'environ un mètre, mais l'action des vagues crée des crêtes et des hummocks qui peuvent atteindre de 3 à 5 mètres d'épaisseur et persister assez longtemps, même après être parvenus aux Grands bancs. La progression vers le sud est normalement à son maximum aux environs d'avril et mai, lorsque les vents commencent à souffler de l'ouest et que la glace est poussée vers l'est dans des eaux plus chaudes où elle fond, amorçant sa retraite vers le nord. La plupart du temps, le détroit de Belle-Isle se dégage à la fin de mai et la côte nord du Labrador au cours de la troisième ou de la quatrième semaine de juillet.

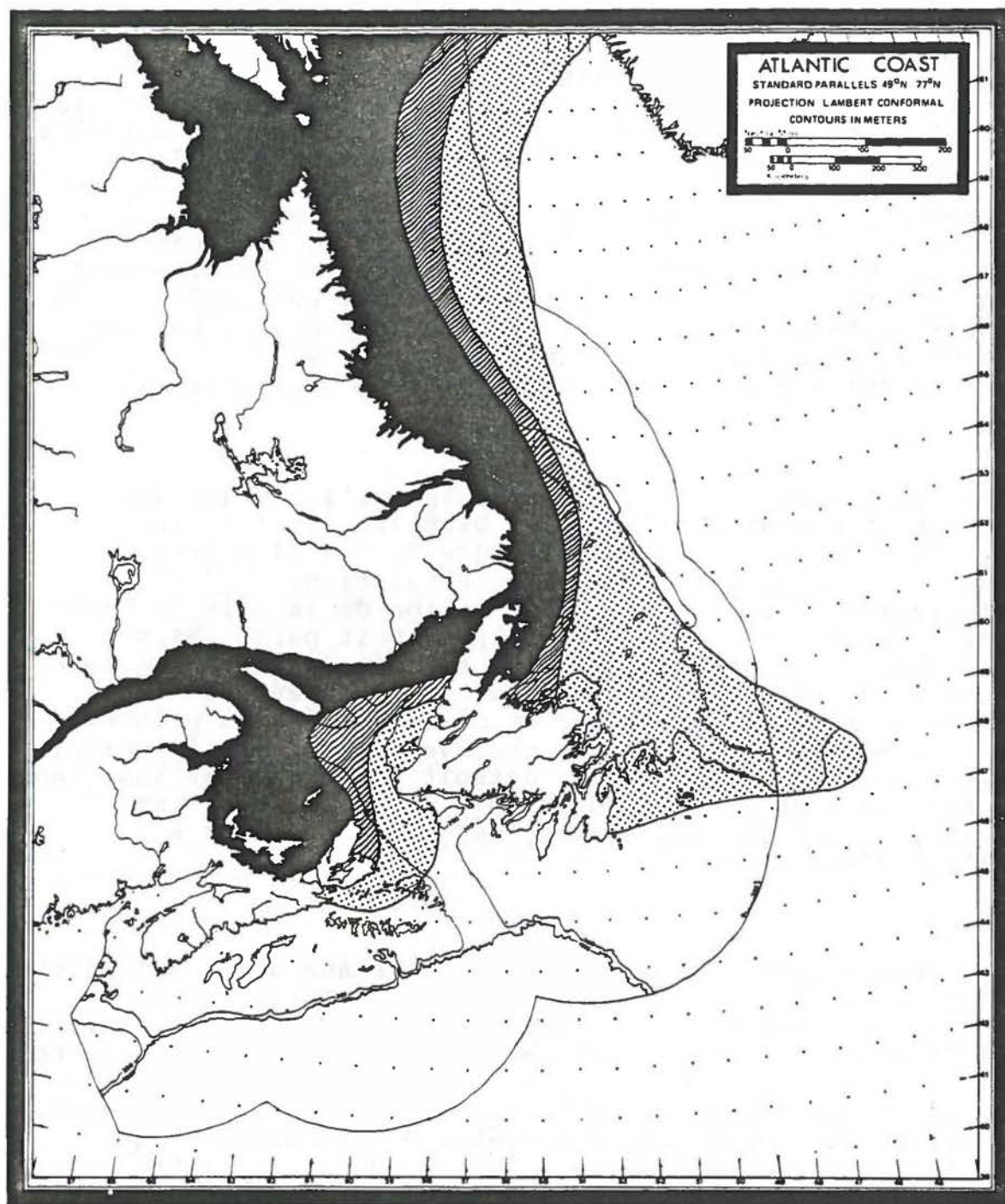


Figure 4 : Étendue moyenne des glaces en hiver : banquise serrée, en noir; banquise lâche, lignes diagonales; limite extrême des glaces, en pointillé.

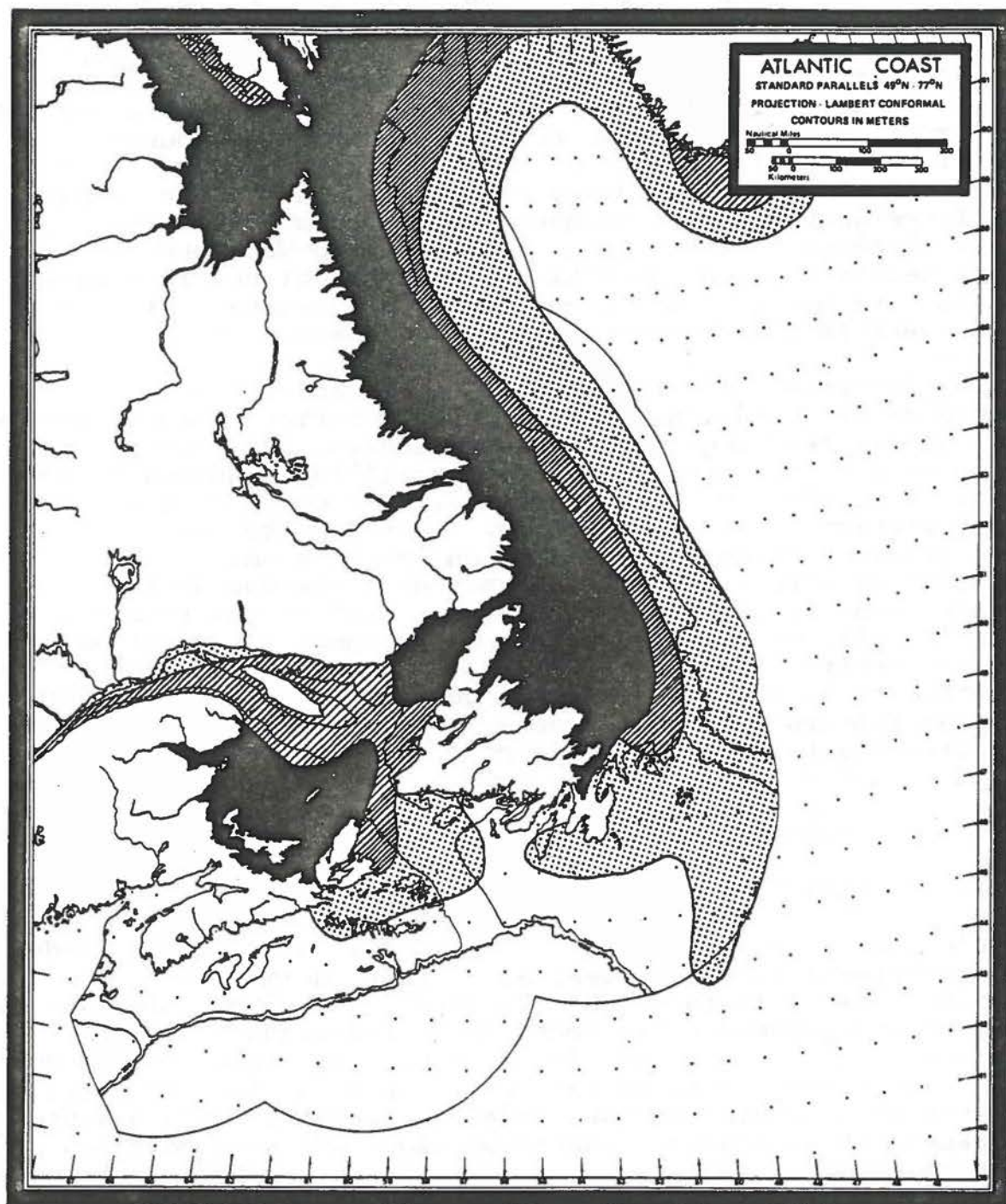


Figure 5 : Étendue moyenne de la glace au printemps : banquise serrée, en noir; banquise lâche, lignes diagonales, limite extrême des glaces, en pointillé.

Quant au reste de la région, on remarque l'absence presque totale de glace dans la baie de Fundy (sauf dans les secteurs les plus éloignés) et près de la côte continentale de la Nouvelle-Écosse. Dans le golfe du Saint-Laurent et le détroit de Cabot, des glaces saisonnières d'origine locale se forment en décembre et atteignent leur étendue maximale tard en février. La langue glacière quitte le golfe et s'étend vers le sud et le sud-ouest en direction de l'île de Sable où elle recouvre souvent complètement le rivage du nord de l'île, pendant de courtes périodes. Lorsque les champs de glace atteignent leur limite extrême, ils s'étendent en direction est nord-est, vers la côte sud de Terre-Neuve, mais atteignent rarement la côte. Localement, les eaux côtières de l'est et du nord de Terre-Neuve et du Labrador gèlent au début de l'hiver, mais des glaces flottantes venant du nord occupent une proportion grandissante de la banquise vers la fin de l'hiver et au printemps.

Les icebergs constituent une autre caractéristique dominante de cette région. Ils se créent continuellement dans le nord et depuis les cinquante dernières années, 380 icebergs par année en moyenne ont traversé le 48° parallèle. Environ 85 % viennent de la côte ouest du Groenland, 10 % de la côte est et 5 % de l'archipel Arctique canadien. Leur densité varie considérablement du nord au sud, selon les saisons, la température de l'eau, l'état de la mer et l'étendue de la banquise. Leur taille varie de quelques milliers de tonnes à environ 10 millions de tonnes, mais en moyenne, seulement 10 des plus gros icebergs atteignent les Grands bancs, chaque année. À cet endroit, le courant principal contourne les bancs plutôt que de les traverser de sorte que la plupart des rares icebergs qui y parviennent, contournent la périphérie qui n'atteint que quelques centaines de mètres.

Océanographie Biologique

Production Primaire et Secondaire

L'océanographie physique de la côte est du Canada possède des composantes intimement liées et il en va de même de l'océanographie biologique. L'existence du système biologique de la côte dépend presque entièrement de la floraison phytoplanctonique. Le moment de son apparition et son ampleur reposent, au niveau local et régional, sur l'interaction entre la lumière et la disponibilité des éléments nutritifs qui, à leur tour, dépendent de l'océanographie physique et des conditions météorologiques.

Le mécanisme habituel qui déclenche la floraison phytoplanctonique au printemps et qui gouverne son évolution subséquente, dépend de l'équilibre qui existe entre l'intensité de l'énergie solaire incidente, la stratification thermique et la capacité respiratoire des cellules des plantes. Cependant, ces facteurs ne suffisent guère à expliquer la productivité exceptionnellement élevée qui caractérise tous les plateaux continentaux, y compris celui de la côte est du Canada.

Sur les plateaux continentaux, où les courants de marée sont suffisamment puissants, un front créé par la marée sépare une zone mélangée par la marée d'une zone à stratification thermique; à l'intérieur de ce front, le thermocline de la zone stratifiée émerge à la surface. En conséquence, le secteur même du front tidal présente couramment un taux de production plus élevé et plus constant, car les substances nutritives viennent continuellement du dessous du thermocline et sont transportées vers la surface où la lumière est plus vive.

Dans le nord-ouest de l'Atlantique, on connaît l'existence de fronts créés par la marée dans le golfe du Maine; ils marquent la limite de zones mélangées par la marée sur les hauts-fonds de Nantucket et du banc de Georges, le long de la côte méridionale de la Nouvelle-Écosse et de l'île Grand Manan et dans la baie de Fundy au-dessus d'une ligne tracée entre Saint-Jean et Digby. Dans le golfe du Saint-Laurent, des secteurs de grande production de chlorophylle ont été découverts dans le passage de Jacques Cartier, le détroit de Belle-Isle, l'estuaire du Saint-Laurent, le détroit de Northumberland et autour des Iles-de-la-Madeleine.

L'intensité relative de la floraison phytoplanctonique augmente progressivement vers le nord le long du plateau continental, de telle sorte que le phénomène est beaucoup plus remarquable au large de Terre-Neuve que dans le golfe du Maine. Sur le plateau Scotian et les Grands bancs, il se produit une autre floraison en automne, mais cette dernière n'a pas lieu dans le golfe du Maine. Au large, on observe une tendance semblable mais distincte, de telle façon que le signal d'apparition saisonnier de la biomasse phytoplanctonique atteint son point maximal dans la mer du Labrador et son point le plus faible sur la pente continentale, au sud des Grands bancs. L'augmentation printanière commence à se faire sentir autour du premier mars dans tous les secteurs, sauf dans la mer du Labrador où elle se manifeste environ trente jours plus tard, de même qu'au sud des Grands bancs en pleine mer, où elle survient très tôt.

Le front de rupture de pente de la Nouvelle-Écosse constitue une exception car l'activité biologique, à cet endroit, augmente généralement en direction de la mer au-delà du plateau continental.

Le front de rupture des Grands bancs semble être propice à des concentrations relativement élevées de chlorophylle au cours de toute la période de mars à novembre, en raison de la présence d'un courant giratoire captif et dextrorsum situé à l'est, au-dessus du Bonnet flamand. Associé au front thermique présent autour de ce remous, on remarque un secteur d'enrichissement des éléments nutritifs et de productivité biologique élevée. On observe une situation similaire sur le banc de Georges et dans le golfe du Maine.

Dans l'ensemble de la région des fronts de rupture de pente, on remarque également une agrégation d'organismes biotiques dans un maillon plus avancé de la chaîne alimentaire qui se manifeste par une concentration de baleines planctonophages, d'oiseaux de mer et de poissons de fond.

Dans le nord-ouest de l'Atlantique, on reconnaît quatre principales sortes de plancton. Les espèces des eaux océaniques tempérées sont les plus communes dans le Gulf Stream et dans la branche nord-atlantique du Gulf Stream; les espèces des eaux océaniques froides se rencontrent dans l'Atlantique nord, au nord du front polaire dans la moitié occidentale de l'océan. Les deux autres groupes sont les espèces du plateau continental et les espèces côtières que l'on trouve dans les baies et les estuaires.

Il importe de souligner un phénomène apparemment universel : dans un même écosystème planctonique où vivent plusieurs centaines d'espèces (même si elles appartiennent à un seul groupe comme les copépodes,) seules quelques-unes dominent par leur nombre et par leur biomasse. Dans un échantillon de plancton océanique contenant 106 espèces de copépodes, on a découvert que seulement une douzaine d'espèces formaient 98,9 % de la biomasse. Dans un écosystème macroplanctonique, il est courant de constater que seulement deux ou trois espèces forment 90 % de la biomasse.

Une analyse préliminaire des échantillons de plancton recueillis périodiquement aux mêmes endroits indique clairement que des modifications constantes se produisent dans l'écosystème planctonique; ces modifications ressemblent de près à celles qui ont maintenant été étudiées attentivement dans l'est de l'Atlantique. Les tendances montrent l'importance marquée de la variabilité, d'une année à l'autre; celle-ci se répercute sur le plancton dont le pic printanier, dans cette région, a avancé de près d'un mois au cours des années 1960. Il semble évident que les modifications observées dans l'écosystème planctonique sur ces plateaux continentaux, résultent d'événements qui se produisent à l'échelle du bassin océanique de l'Atlantique nord.

Ressources halieutiques

La variabilité est une caractéristique dominante de l'environnement physique de cette région et elle est étroitement liée aux modèles de variabilité qui ressortent clairement dans le processus de production primaire et secondaire. Par conséquent, il n'est guère surprenant qu'un taux de variabilité extrême constitue un point d'intérêt fondamental lorsqu'on tente de comprendre la distribution et l'abondance des ressources halieutiques.

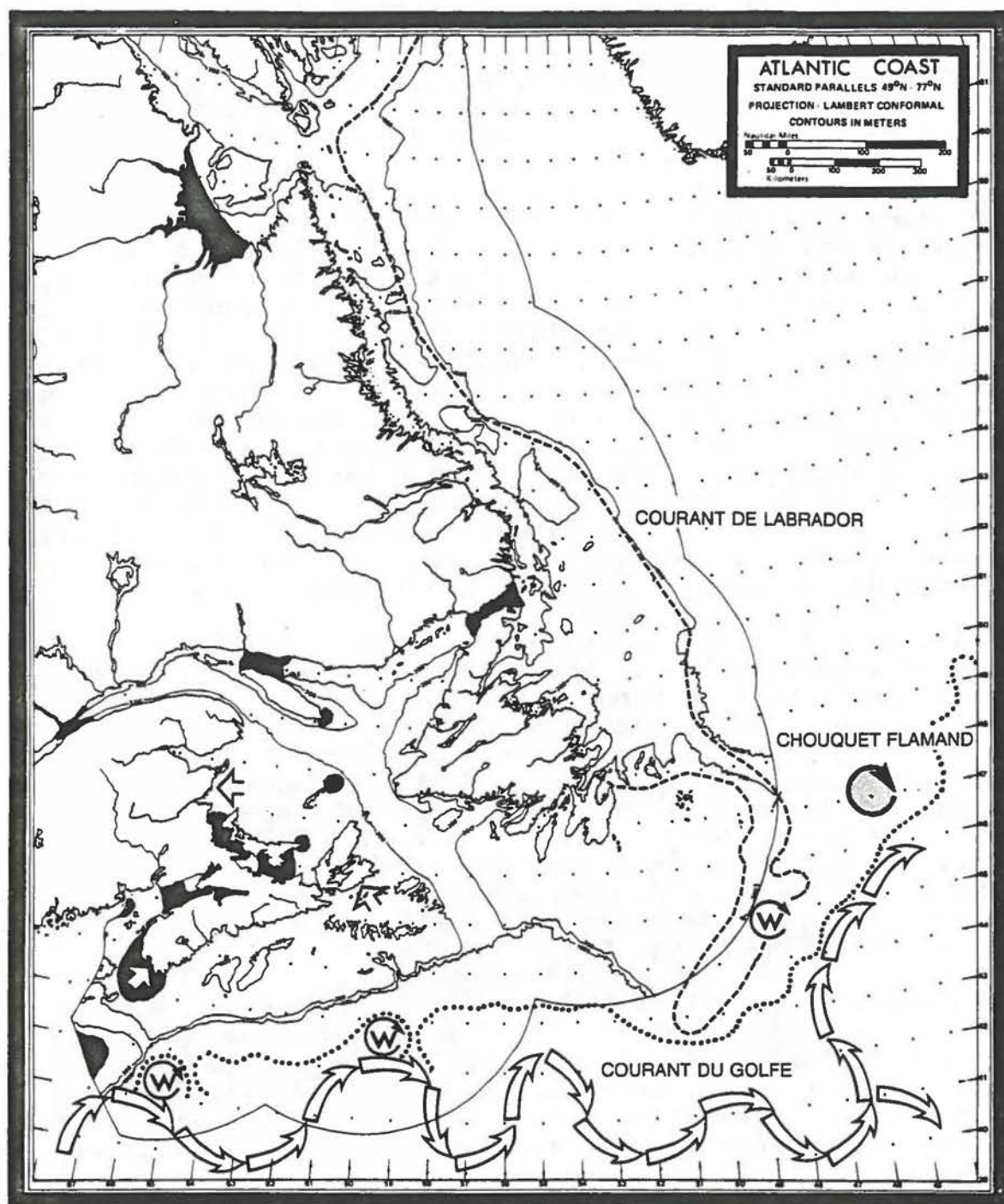


Figure 6 : Caractéristiques environnementales importantes : zone de mélanges verticaux, opaque; tourbillons à centre chaud, W encadré; mélange des eaux côtières et des eaux du large, lignes pointillées; courants de fond sur le littoral, flèches ouvertes.³

À ce sujet, la profondeur, la température et le type de fond marin revêtent une importance particulière. Chaque espèce de poisson a des préférences quant à la profondeur et à la température de l'eau. Une variation aussi minime que 1 °C peut perturber grandement la distribution de certaines espèces de poissons d'eau tempérée, particulièrement lorsque la modification se produit près de la limite supérieure ou inférieure de leur habitat. De la même façon, la distribution de certains poissons de fond et de certains mollusques peut dépendre du type de fond.

L'écologie des poissons à l'état de larves et des jeunes poissons dans un environnement marin tempéré comme la côte Atlantique canadienne, est habituellement totalement différente de celle des poissons adultes. À l'état d'oeufs et de larves, au cours des premières étapes de leur vie, ils vivent de préférence près de la surface plutôt qu'au fond. Leur biologie est étroitement liée à l'océanographie physique, chimique et biologique du système dans lequel ils évoluent. Ainsi, bien que l'on sache en gros à quel endroit et à quel moment le frai a lieu (et ces données varient beaucoup d'une année à l'autre) les déplacements subséquents des oeufs ou des larves dépendent des différents vents et courants, de la phase de développement (et par conséquent de la durée du séjour dans les eaux de surface) qui dépend, à son tour, de la température de l'eau et du pourcentage de survie dans des conditions naturelles.

La figure 7 illustre, en ce qui concerne la pêche commerciale actuelle, les secteurs de ressources importantes : l'estuaire de la baie de Fundy, le banc de Georges et le plateau Scotian. Cette section se prolonge pour englober la partie sud du golfe du Saint-Laurent, la côte est de Terre-Neuve et la partie au sud de Terre-Neuve, de la côte jusqu'à la bordure du plateau continental, et du banc de Saint-Pierre jusqu'au sud-ouest des Grands bancs. Le banc Hamilton Inlet, au large du Labrador, est également important. Les pêches faites par Terre-Neuve, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et le Québec constituent environ les deux tiers de la valeur marchande de tout le poisson pêché au Canada.

Au large de la côte est du Canada, les poissons de fond constituent plus de la moitié des prises. En 1981, 775 000 tonnes des principales espèces traditionnelles de poissons de fond (morue, sébaste, aiglefin, goberge, plie canadienne, plie grise, flétan du Groenland et limande à queue jaune) ont été pêchées par le Canada dans cette région où le total des prises autorisées a atteint 884 000 tonnes.

En ce qui concerne les principales espèces pélagiques du Canada (merlu, hareng, maquereau, thon rouge, caplan, espadon, saumon de l'Atlantique) le total des prises autorisées doit passer, entre 1981 et 1987, de 1,50 à 2,04 millions de tonnes.

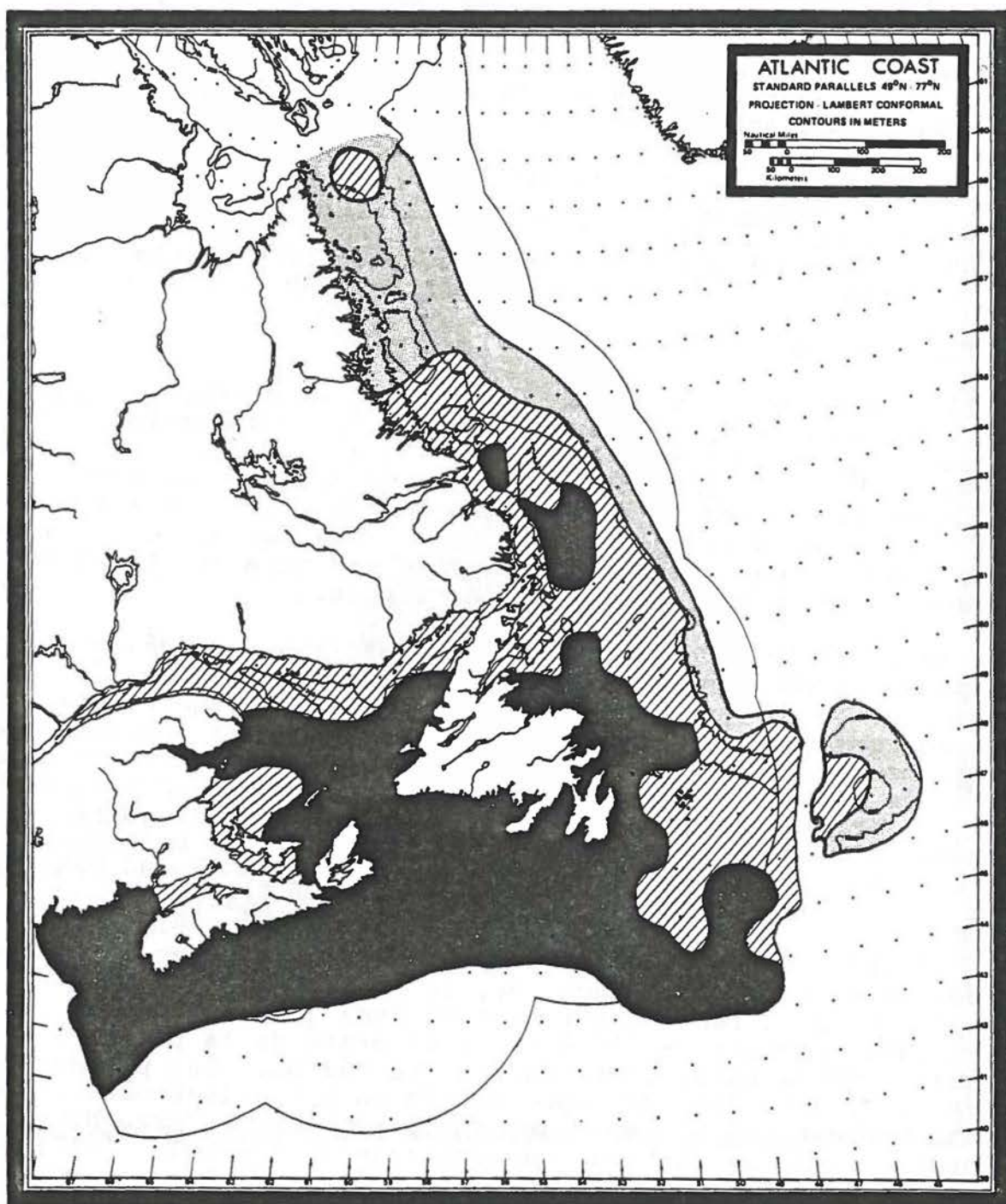


Figure 7 : Région majeur de ressource : de grande importance, en noir; d'importance moyenne, lignes diagonales; d'importance mineur, en pointillé.

Une pénurie de ressources au large de la côte atlantique a motivé la décision du gouvernement canadien d'étendre à 200 milles sa juridiction en matière de pêche. En 1974, une diminution marquée des ressources représentait l'une des principales menaces à la survie de l'industrie canadienne de la pêche des poissons de fond. L'un des objectifs primordiaux du programme de gestion de la limite de 200 milles vise à reconstituer les ressources, au moyen de mesures de conservation rigoureuses, dans le but d'augmenter le nombre et le taux de prises des pêcheurs canadiens. Depuis 1977, la majorité des principales populations de poissons de la zone atlantique du Canada font l'objet de mesures qui visent la reconstitution des stocks. Deux publications du ministère des Pêches et Océans "Resource Prospects for Canada's Atlantic Fisheries, 1981-1987"¹³ et "Canadian Atlantic Offshore Fishery Atlas"³ contiennent une description complète des populations particulières et des projections quant au nombre.

MAMMIFÈRES MARINS

Le nombre et la biomasse des mammifères marins au large de la côte est canadienne dépassent les populations humaines réunies des provinces de l'Atlantique et de l'est de l'Arctique.¹⁹ Les populations de chacune des espèces sont dispersées dans un vaste secteur géographique et un grand nombre d'espèces, quant à elles, se sont dispersées davantage en raison de leurs migrations saisonnières. Pour ces animaux, la côte est représente une grande réserve de nourriture.

Au large de la côte atlantique canadienne, on dénombre 22 espèces de cétacés, ainsi que six espèces de phoques.¹⁴ Un grand nombre d'entre elles (phoque commun, phoque annelé, marsouin commun et petit rorqual) sont des espèces côtières que l'on rencontre le long de la côte est. Elles sont présentes tout au long de l'année et se reproduisent dans le secteur nord des bancs de Terre-Neuve. La lisière des glaces dans le golfe du Saint-Laurent et le "front" (le nord du détroit de Belle-Isle) sont les principales aires de reproduction du phoque du Groenland et du phoque à capuchon dans les eaux canadiennes.

D'autres mammifères marins présents dans la région sont des nomades saisonniers. Le cachalot, le rorqual du Nord et le rorqual commun se rencontrent souvent dans les eaux de Terre-Neuve au cours de l'été et la majorité de la population de rorquals communs passe l'été dans cette région. Les phoques gris partent de leurs aires de reproduction en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick pour venir se nourrir autour de Terre-Neuve. Le rorqual bleu, le cachalot macrocéphale et l'épaulard ne font que passer dans la région en route vers le nord, leurs quartiers d'été; la baleine à bec commune peut être observée dans la région, à la limite sud de ses quartiers d'hiver.

La distribution de la plupart des espèces est fonction de la nourriture, bien que pour un grand nombre d'entre elles, plus particulièrement le phoque annelé, la présence d'un habitat convenable semble être important. Le phoque du Groenland et le

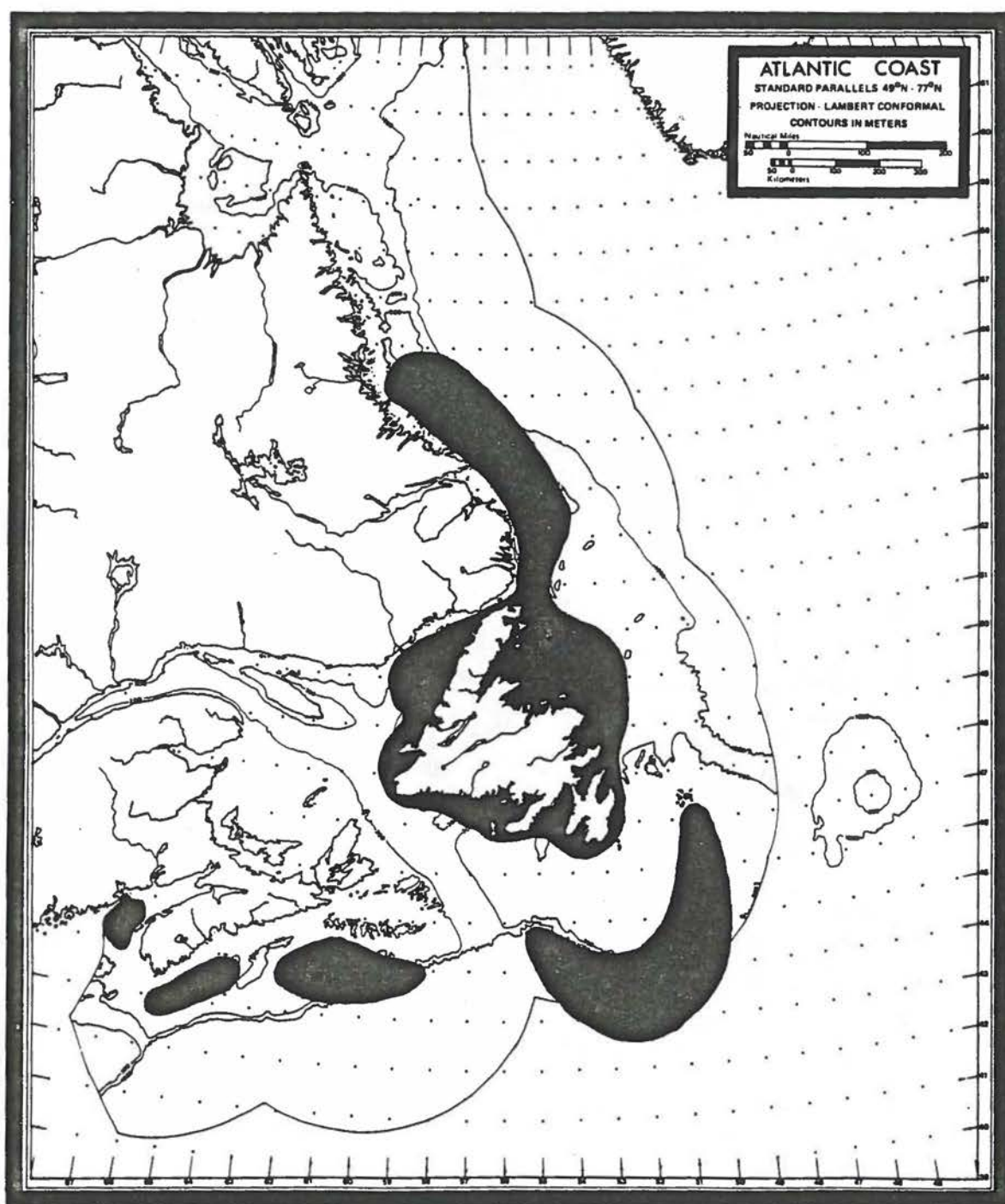


Figure 8 : Cétacés : principaux secteurs, en noir.

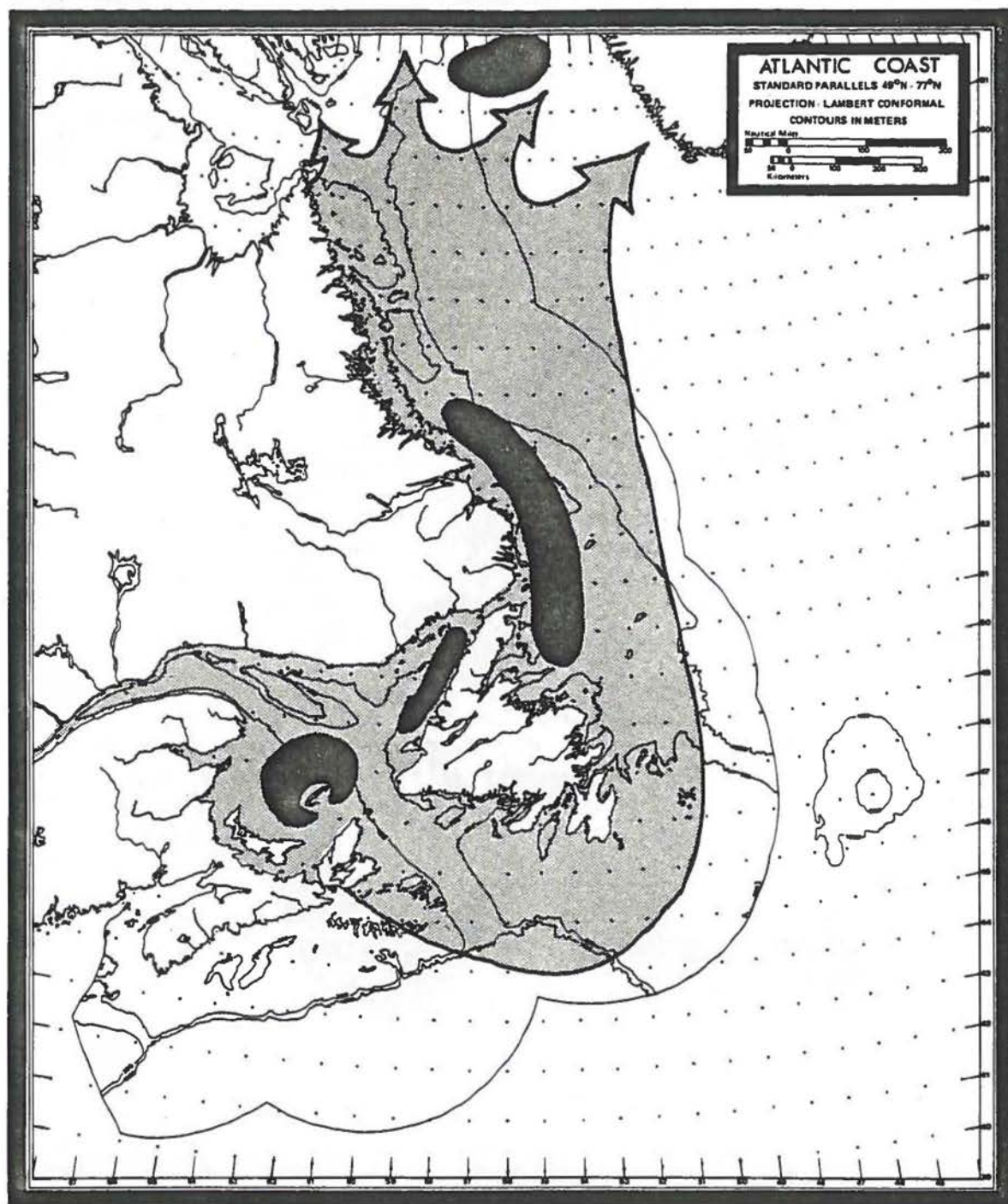


Figure 9 : Phoques du Groenland et phoques à capuchon : concentration hivernale pendant la reproduction, en noir; distribution générale, en pointillé.

phoque à capuchon préfèrent un habitat en bordure de la glace, car la migration de leurs jeunes est liée à la retraite des glaces. Quant au phoque à capuchon, ses secteurs de mise bas se trouvent dans la région. Presque toutes les naissances chez les phoques du Groenland se produisent au cours des deux premières semaines de mars, mais surviennent un peu plus tôt dans le golfe que sur le front.

La plupart des espèces de mammifères de la région se nourrissent selon les ressources disponibles. Les espèces pélagiques consomment principalement du poisson et de l'encornet, tandis que les espèces qui vivent près de la côte ajoutent des invertébrés benthiques à leur consommation de poissons. Il n'est pas rare d'observer des préférences en matière de nourriture. Près des côtes, la principale nourriture du cachalot est l'encornet et le déplacement de cette espèce le long de la côte est souvent suivi du déplacement du cachalot. Les baleines à fanons se nourrissent de plancton et de petits poissons.

Pour trouver une description beaucoup plus complète des mammifères marins de l'est du Canada, on peut consulter Leatherwood et. al.¹⁵

OISEAUX MARINS

Les populations d'oiseaux de mer qui nidifient du nord du Labrador jusqu'à la Nouvelle-Écosse, y compris celles qui nidifient dans les quatre provinces de l'Atlantique et sur la côte québécoise du golfe du Saint-Laurent sont considérées comme faisant partie de la même unité géographique. Hors de la saison de nidification, la représentation des espèces est encore plus étendue puisque la région reçoit des oiseaux marins de passage qui viennent d'aussi loin que le détroit d'Hudson, le Groenland, la Russie et l'Antarctique.²⁰

Il n'existe pas de définition précise de l'expression "oiseaux marins", mais en général, elle sert à désigner les pétrels, les fous de Bassan, les cormorans, les phalaropes, les mouettes et goélands, les sternes, les labbes et les pingouins, mais elle exclut les groupes tels les huardes, les grèbes et les canards. Vingt-et-une espèces d'oiseaux marins nichent dans cette région et parmi les plus courantes on trouve le pétrel cul-blanc, le fou de Bassan, le cormoran à aigrettes, le goéland à manteau noir et le goéland argenté, la mouette tridactyle, la sterne commune et la sterne arctique, le gode, la marmette commune et la marmette de Brünnich, le guillemot noir et le macareux de l'Arctique.

La région la plus importante, et de loin, est l'île de Terre-Neuve où on dénombre au moins trois millions d'oiseaux marins au moment de la nidification, principalement le long des côtes est et sud entre Funk Island et Cap St. Marys. Plus de 300 000 oiseaux nidifient au Labrador principalement dans la région de Groswater Bay, mais également près de Nain où l'on

retrouve quelques colonies. Quelque 200 000 oiseaux nichent sur les côtes québécoises du golfe du Saint-Laurent. En comparaison, ils sont beaucoup moins nombreux en Nouvelle-Écosse, à l'Île-du-Prince-Édouard et au Nouveau-Brunswick où l'on compte un peu plus de 10 000 oiseaux (sans compter les goélands argentés et les goélands à manteau noir).

Plusieurs facteurs ont contribué à cette distribution relativement insolite, la géologie entre autres. La plupart des oiseaux de mer vivant en colonies préfèrent nicher sur des îles rocheuses et escarpées où ils sont relativement protégés des prédateurs; cependant ce type d'habitat est pratiquement inexistant dans les trois provinces maritimes. Les facteurs d'ordre océanographique sont également importants. Les côtes de Terre-Neuve, du Labrador et du nord du Québec sont, à un degré plus ou moins élevé, influencées par le courant du Labrador où le capelan (un poisson très important dans l'alimentation des oiseaux de mer) est le plus abondant. L'homme a contribué directement et indirectement à modifier ces modèles de distribution depuis les deux derniers siècles.

Les six plus importantes colonies de la région sont établies à l'île Funk, Cap St. Marys et aux îles Witless Bay à Terre-Neuve, aux Gannet Islands au sud-est du Labrador, à l'île Bonaventure au large de Percé et sur les rochers aux Oiseaux dans le golfe du Saint-Laurent. Dans une perspective plus étendue, le nombre d'oiseaux et la variété des espèces semblent être dans la moyenne, pour une région située en bordure des basses régions de l'Arctique et des zones boréales tempérées. Les populations d'oiseaux de mer sont plus diversifiées que les communautés d'oiseaux de mer sur la côte de Mourmansk (mer de Barents) et les communautés des basses régions de l'Arctique dans le détroit d'Hudson mais sont moins diversifiées que celles de Grande-Bretagne et d'Irlande. Néanmoins, tous les fous de Bassan et la plupart des godes et des macareux de l'Amérique du Nord, de même que la majorité des populations orientales de marmettes communes vivent le long de la côte atlantique canadienne.

Brown et Nettleship¹⁶ ont étudié les populations d'oiseaux de mer de l'est du Canada et ont remarqué que l'importance de ces populations varie. La population des fous de Bassan de Bonaventure par exemple, a connu une augmentation après que l'on eut décidé de la protéger, il y a quelque soixante ans, mais connaît à nouveau un déclin, probablement en raison des dérangements causés par l'homme et de l'infertilité attribuable à l'accumulation des résidus de pesticides. Les populations de marmettes et de macareux semblent diminuer dans toute l'Amérique du Nord, vraisemblablement en raison d'une combinaison de facteurs incluant la pollution pétrolière à laquelle ces oiseaux sont particulièrement vulnérables, la noyade dans les filets de pêche, la chasse à outrance pratiquée légalement et illégalement ainsi que la compétition avec les pêcheurs pour les espèces comme le capelan.

Les mouettes, d'autre part, connaissent une augmentation, tout comme les goélands argentés et les goélands à manteau noir. Des colonies de fulmars se sont installées à Terre-Neuve pour la première fois au début des années 1970, tout comme les puffins Manx, un peu plus tard; on suppose que le goéland à manteau noir niche à cet endroit également.

Aucune de ces évaluations toutefois ne tient compte des très nombreuses populations d'oiseaux subadultes présents au cours de l'été. Dans des conditions naturelles, les oiseaux de mer vivent longtemps et la plupart des espèces ne commencent à se reproduire qu'à l'âge de quatre ans ou plus.

Hors de la saison de nidification, le nombre d'oiseaux marins au large de la côte est du Canada augmente considérablement. Le secteur d'hibernation le plus important se situe au large de la côte est de Terre-Neuve, où l'océan ne gèle qu'en de rares endroits et où la floraison très abondante du plancton commence très tôt. Il existe également une population de capelans à cet endroit, en hiver et en été. Un nombre moins important d'oiseaux passent l'hiver sur le plateau Scotian et probablement au large du Labrador, avant que la glace ne s'installe au tout début de l'année. Le golfe du Saint-Laurent semble connaître très peu d'activités, même lorsque ses eaux ne sont pas gelées.

RÉSUMÉ

Le présent chapitre n'a fait qu'aborder brièvement une gamme de sujets beaucoup plus vastes que ne le laisse supposer cette courte présentation. Nous espérons toutefois que cela a servi à faire connaître aux lecteurs le concept de la variabilité extensive et les relations étroites qui existent au large de la côte est du Canada, entre les composantes physiques et biologiques ainsi que les relations présentes au sein de celles-ci. L'impression qui devrait en ressortir est la suivante : l'équilibre du système est très précaire et les effets susceptibles de modifier même une seule de ses composantes peuvent avoir de sérieuses répercussions sur d'autres secteurs et entraîner des conséquences d'une portée considérable encore impossibles à évaluer parfaitement.

REMERCIEMENTS

Le présent document a été principalement élaboré à partir de la documentation préparée par Longhurst,² Petrie,¹⁷ Sandeman,¹⁸ Brodie,¹⁹ Brown²⁰ et Allen²¹ pour les besoins de l'atelier intitulé "Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development", tenu à Saint-Jean (Terre-Neuve) en décembre 1980. Nous remercions toutes ces personnes de leur collaboration.

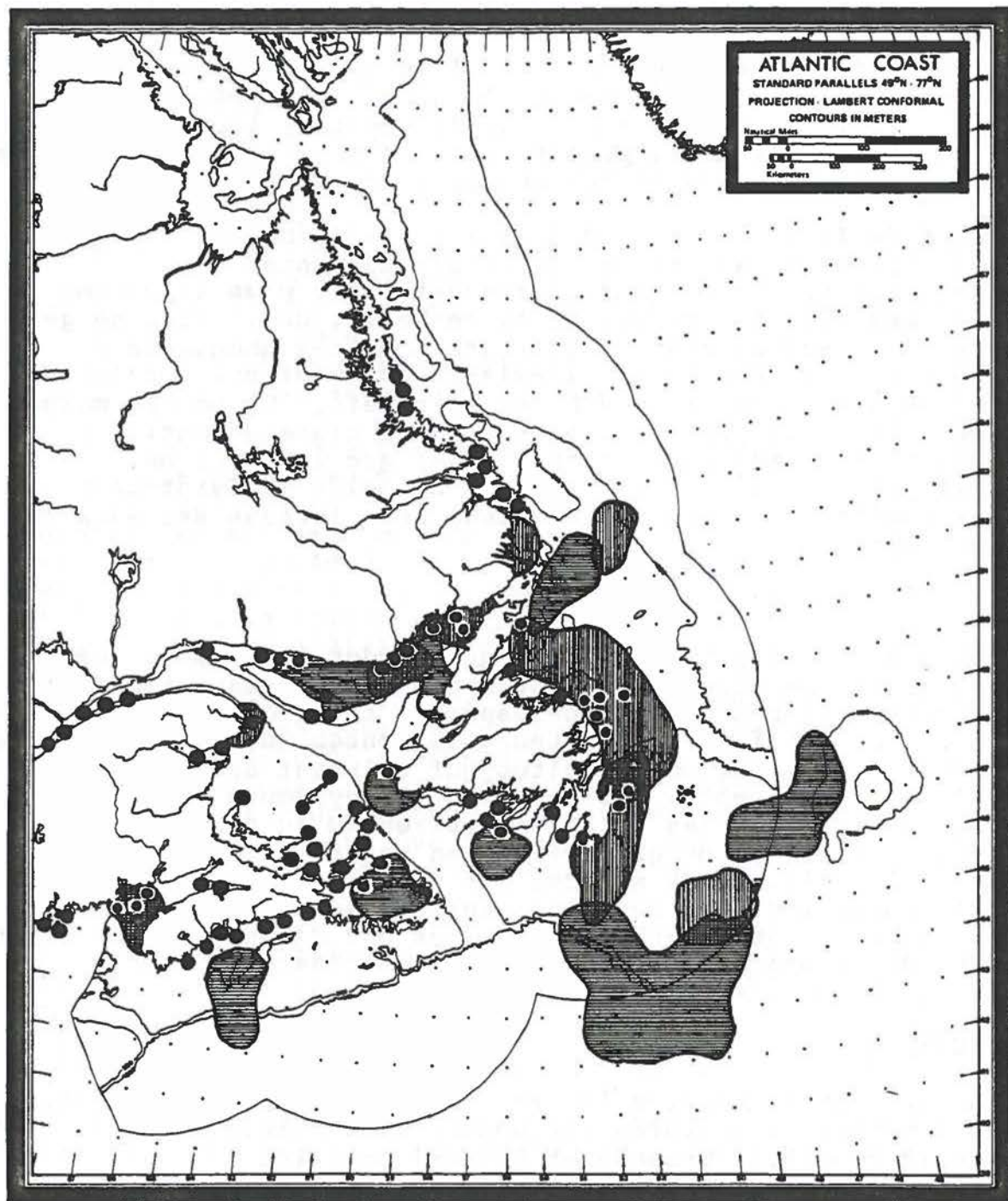


Figure 10 : Oiseaux marins : concentrations estivales, lignes verticales; concentrations hivernales, lignes horizontales; concentrations de colonies, points noirs.³

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Neu, H. J.A. 1972. Extreme wave height distribution along the Canadian Atlantic coast. *Ocean Industry*, 7(7): 45-49.
2. Longhurst, A.R., 1980. Biological oceanography. In: *Offshore Environment in the 80's; A Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development*, Proceedings, 1980. St. John's, Newfoundland, De. 2-4, 1980.
3. Scarratt, D.J. (ed.). 1982. Canadian atlantic offshore fishery atlas. *Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.*, 47 (revised): 101 pp.
4. Dobson, D. and F. Jordan. 1978. The Labrador Sea: A bibliography of physical oceanography. Bedford Institute of Oceanography, Data Series, BI-D-78-5, 25 pp.
5. El-Sabh, M.I. 1975. Transport and currents in the Gulf of St. Lawrence. Bedford Institute of Oceanography Report Series, BI-R-75-9, 180 pp.
6. Smith, P.C., B. Petrie and C.R. Mann. 1978. Circulation, variability and dynamics of the Scotian shelf and slope. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35(8): 1067-1083.
7. Bumpus, D. 1976. A review of the physical oceanography of Georges Bank. *ICNAF Res. Bull.*, 12: 199-234.
8. Brown, W.S. and R.C. Beardsley. 1978. Winter circulation in the western Gulf of Maine, Part 1: Cooling and water mass formation. *J. Phys. Oceanogr.*, 8: 265-277.
9. Neu, H.J.A. 1976. Wave climate of the North Atlantic, 1970. Bedford Institute of Oceanography Report series, BI-R-76-10.
10. Canada Department of Fisheries and Oceans, (Annual). Canadian Tide and Current Tables, Volume I, Atlantic Coast and Bay of Fundy. Ottawa.
11. Canada Department of Fisheries and Oceans. (Annual). Canadian Tide and Current Tables, Volume 2, Gulf of St. Lawrence, Ottawa.
12. Markham, W.E. 1980, Ice Atlas-Eastern Canadian Seaborad. AES Publ., En-56-55: 95 pp.
13. Canada Department of Fisheries and Oceans, 1981. Resource Prospects for Canada's Atlantic Fisheries, 1981-1987. Ottawa.
14. Sergeant, D.E. 1961. Whales and dolphins of the Canadian East Coast. *Can. Fish. Res. Board, Can. Artct. Unit, Circ.* 7: 17pp.

15. Leatherwood, A., D.K. Caldwell and H.E. Winn. 1976. Whales, dolphins and porpoises of the western North Atlantic; A guide to their identification. Natl. Ocean, Atmos. Adm. Tech. Rep., National Marine Fish Service Circular, 396: 172 pp.

16. Brown, R.G.B. and D.N. Nettleship. 1982. Capelin and seabirds in the Northwest Atlantic. An investigation associated with the program "Studies on Northern Seabirds". Seabird Unit, Canadian Wildlife Service, Environment Canada (Report No. 127).

17. Petrie, B., 1980. Physical characteristics of the marine ecosystem: An Atlantic east coast example. In: Offshore Environment in the 80's; A Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development. Proceedings, 1980. St. John's, Newfoundland, Dec. 2-4, 1980.

18. Sandeman, E.J., 1980. The fish and shellfish resources of the offshore area. In: Offshore Environment in the 80's; A Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development. Proceedings, 1980. St. John's, Newfoundland, Dec. 2-4, 1980.

19. Brodie, P.F., 1980. Marine mammals in the ecosystem of the Canadian east coast. In: Offshore Environment in the 80's; A Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development. Proceedings, 1980. St. John's, Newfoundland, Dec. 2-4, 1980.

20. Brown, R.G.B., 1980. Marine birds. In: Offshore Environment in the 80's; A Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development. Proceedings, 1980. St. John's, Newfoundland, Dec. 2-4, 1980.

21. Allen, J., 1980. The physical environment in which offshore development will take place. In: Offshore Environment in the 80's; A Workshop on Environmental Considerations of East Coast Offshore Hydrocarbon Development. Proceedings, 1980. St. John's, Newfoundland, Dec. 2-4, 1980.

PROCESSUS ET FACTEURS GÉOLOGIQUES

David J.W. Piper*

LA GÉOLOGIE

Le substratum rocheux

La partie intérieure du plateau continental du large des côtes est du Canada repose sur des roches qui sont le prolongement de celles de la terre adjacente. Plus loin au large, il y a toutefois une séquence sédimentaire d'une épaisseur de plusieurs kilomètres qui s'est accumulée au cours des 100 à 180 millions d'années qui ont suivi la constitution de l'océan Atlantique et de la mer du Labrador.

Les vieilles roches dures à plis de l'orogénèse appalachienne affleurent sur la partie intérieure du plateau Scotian au large de la Nouvelle-Écosse¹ et de certaines parties du sud et de l'ouest de Terre-Neuve (particulièrement entre la péninsule d'Avalon et les rochers Vierges). La partie intérieure du plateau du Labrador repose sur une suite des roches résistantes précambriennes du bouclier canadien.

Les roches sédimentaires à strates horizontales du Paléozoïque inférieur composent la couche sous-jacente de la partie nord du golfe du Saint-Laurent, du détroit de Belle-Île et du sud-est du plateau de Baffin. Les roches sédimentaires du Carbonifère se sont accumulées en une série de bassins dont les limites sont visibles sur terre. On y trouve le gypse, le sel et le charbon de la côte atlantique du Canada. Le plus grand bassin constitue la couche sous-jacente des deux tiers du golfe du Saint-Laurent. Le bassin de Sydney, quant à lui, se situe entre l'île du Cap-Breton et le sud de Terre-Neuve. Le troisième bassin d'envergure est au large de la côte nord-est de Terre-Neuve.

La baie de Fundy et les parties adjacentes du golfe du Maine reposent sur des roches de la fin du Trias qui se sont accumulées dans un bassin d'effondrement juste avant la formation du centre de l'Atlantique Nord, au début du Jurassique. La constitution de l'océan Atlantique, coïncida avec le début de la formation du prisme Mésozoïque-Cénozoïque de la partie extérieure du plateau Scotian et du sud-ouest des Grands bancs. Les plus vieilles roches comprennent le sel qui forme maintenant des dômes sous la pente continentale. Elles sont recouvertes surtout de roches carbonatées du Jurassique et de grès et schistes du Crétacé déposés dans un important réseau deltaïque associé à l'ancien Saint-Laurent. Les strates du Tertiaire comportent surtout des

* Centre géoscientifique de l'Atlantique, ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Institut d'océanographie de Bedford, B.P. 1006, Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

schistes. Au large du Labrador, le prisme Mésozoïque - Cénozoïque est plus récent et date principalement du Crétacé et du Tertiaire. À l'est de Terre-Neuve, les strates du Jurassique ont été légèrement inclinées et érodées avant l'accumulation de la séquence plus récente du Crétacé et du Tertiaire.

La plupart des zones extérieures du plateau reposent sur des strates du Tertiaire. Ces minces roches orientées vers le continent (dans de nombreuses zones centrales du plateau, il s'agit de roches du Crétacé) atteignent presque la surface et sont recouvertes de minces dépôts glaciaires. Les strates du Jurassique affleurent rarement.

La plupart des importantes caractéristiques géomorphologiques découlent de la géologie décrite ci-dessus. Les zones terrestres de la côte atlantique du Canada sont surtout constituées des vieilles roches dures du Précambrien et du Paléozoïque appalachien inférieur. Les principales baies de la baie de Fundy et du golfe du Saint-Laurent correspondent aux bassins de sédimentation du Trias et du Carbonifère. Les bancs extérieurs du plateau ressemblent aux escarpements développés sur terre dans les roches stratifiées du Mésozoïque-Cénozoïque du littoral est des États-Unis. Ils ont probablement été formés par l'érosion fluviale de la fin du Tertiaire.^{2,3}

Sédiments glaciaires et postglaciaires

Le plateau continental au large de l'est du Canada a été recouvert soit en totalité soit en partie de glaciers au cours des deux derniers millénaires. Cette glaciation a eu trois répercussions importantes sur la région offshore.

1) La plupart des caractéristiques morphologiques proéminentes du plateau continental sont le résultat de l'érosion glaciaire qui s'est produite surtout pendant des avancées glaciaires occasionnelles.

2) Une grande partie du plateau continental est constituée de moraine glaciaire et d'une plaine fluvio-glaciaire datant de la dernière glaciation (Wisconsinien), il y a entre 10 000 et 70 000 ans. La sédimentation sur la pente continentale et dans les eaux plus profondes a été considérablement marquée par la glaciation du plateau continental.

3) Des variations du niveau de la mer de plus de 100 m résultant de la glaciation ont mis à nu les zones peu profondes du plateau et créé des conditions océanographiques variées.

Les profonds chenaux et auges du plateau continental ont été creusés par l'érosion glaciaire. L'auge marginale du Labrador, qui est parallèle à la côte du Labrador et atteint des profondeurs de plus de 900 m, sépare les sédiments du Mésozoïque-Cénozoïque du substratum rocheux précambrien du

bouclier canadien : l'érosion glaciaire semble avoir éliminé les roches tendres au-dessus de la discordance. Même si l'érosion est en partie fluviale, le surcreusement est le résultat d'une glaciation.

Les principaux chenaux transversaux du plateau continental (chenal Northeast et chenal Laurentien aux extrémités du plateau Scotian et les chenaux Hawke, Cartwright et Hopedale Saddles sur le plateau du Labrador) sont droits et ont les parois abruptes caractéristiques des vallées glaciaires. Ils sont escavés jusqu'à plusieurs centaines de mètres sous le niveau des bancs extérieurs. Les chenaux et bassins plus petits (bassins de La Have et d'Émeraude, chenaux Hermitage et Saint-Pierre) ont probablement été formés par l'érosion glaciaire. Toutes ces caractéristiques géomorphologiques de taille auraient été érodées avant la dernière glaciation (Wisconsinien) qui fut moins importante que les précédentes.

Les fjords de la côte de Terre-Neuve et du Labrador ont été surcreusés par l'érosion glaciaire; les principaux fjords terre-neuviens au fond à sédiments mous (Carbonifère) peuvent faire jusqu'à 500 m en profondeur. Sur une plus petite échelle, les entrées de la côte de la Nouvelle-Écosse, comme bassin Bedford et baie St. Margaret's, illustrent les effets du surcreusement glaciaire. Les très nombreuses mais petites irrégularités morphologiques de la partie intérieure du plateau Scotian, du plateau du Labrador, du nord-est du plateau de Terre-Neuve se sont développées dans le vieux substratum rocheux dur et sont surtout le résultat de l'érosion glaciaire creusant des zones inégales dans la roche moins résistante. Cette topographie marine accidentée ainsi que les innombrables îles et hauts-fonds sont le prolongement de la topographie terrestre très irrégulière caractérisée par une abondance de lacs. Sur terre comme en mer, la topographie est beaucoup plus égale dans le substratum rocheux plus tendre du Carbonifère, du Trias et du Crétacé-Tertiaire.

De nombreuses parties du plateau continental ont un fond constitué de dépôts de moraine glaciaire : un dépôt mal trié, partiellement consolidé de débris transporté par la glace de glacier et déposé dans le lit du glacier échoué ou par la fonte d'une plate-forme flottante de glace ou des icebergs. La plupart des moraines du plateau continental remontent à la dernière glaciation (Wisconsinien) et ont une épaisseur de quelques dizaines de mètres. Les moraines plus vieilles ont probablement été déposées dans les zones extérieures du plateau. Dans les eaux de moins de 100 mètres de profondeur, les moraines sont généralement érodées.

On ignore l'étendue de la glace de glacier qui se trouvait sur le plateau continental pendant la glaciation du Wisconsinien. Il y a environ 40 000 ans, la glace recouvrait sans doute le plateau Scotian, mais il y a 14 000 ans, elle s'était retirée jusqu'au littoral actuel. La glace du Wisconsinien, moins épaisse sur le plateau du Labrador, s'était retirée jusqu'à la côte actuelle, il y a 11 000 ans.

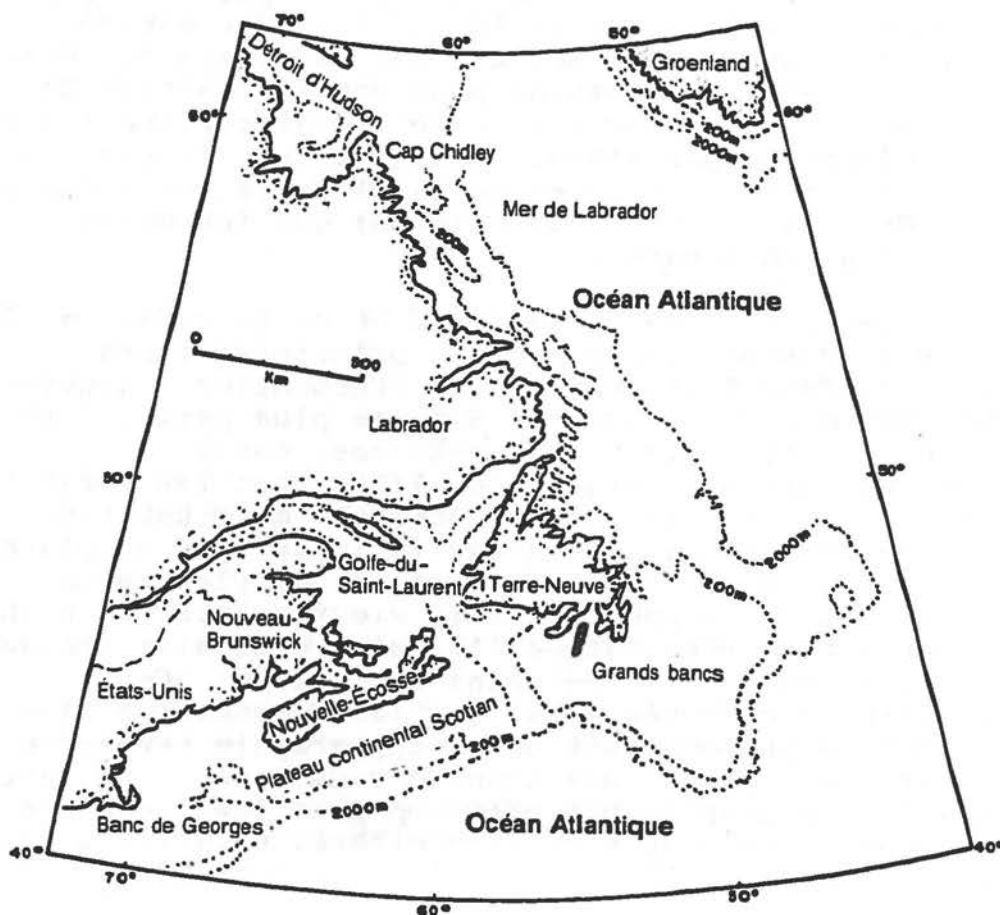


Figure 1 : La côte atlantique du Canada et le plateau continental.

Une séquence complexe de sables et de boues non consolidés, d'une épaisseur variable pouvant atteindre plusieurs dizaines de mètres, repose sur les moraines glaciaires. On connaît très bien la séquence du plateau Scotian,^{3,4} qui servira d'exemple, mais il y a des dépôts semblables sur les autres zones du plateau continental de l'est du Canada. Toutes les formations décrites ci-dessous affleurent à un endroit quelconque du fond marin de l'est du Canada.

Le limon d'Émeraude recouvre les moraines. Il s'agit de boue à grains fins comportant localement du limon, du sable et des galets et devenant une moraine à grains grossiers s'imbriquant les uns dans les autres. Le limon a été déposé dans des eaux saumâtres ou dans des conditions marines, souvent en partie sous la glace flottante.³

Dans les bassins du plateau, l'argile de La Have recouvre le limon d'Émeraude. C'est un argile boueux noir et homogène dont l'épaisseur peut atteindre 70 m. Il s'est accumulé dans des conditions marines après le recul des glaciers, au cours des quatorze derniers millénaires.

On trouve le sable de Sambro dans les dépôts périphériques des bancs du plateau Scotian, dans des eaux dont la profondeur dépasse 115 m. Il s'agit d'un sable passablement trié ou d'un gravier sablonneux faisant jusqu'à 100 m en profondeur, apparemment de la moraine ou du limon d'Émeraude remanié. Dans les eaux moins profondes, le sable et le gravier de l'île de Sable forment une pellicule sableuse très bien triée dont l'épaisseur est inférieure à 20 m et qui recouvre les résidus érodés de moraines et de limon d'Émeraude.

Le sable de Sambro et le sable de l'île de Sable sont triés différemment car le niveau de la mer a varié. Pendant la glaciation, le niveau de la mer fluctue parce que l'eau des océans est transformée en glace et que cette glace exerce des charges sur la croûte terrestre.⁵ Sur la partie extérieure du plateau continental, le niveau de la mer a diminué d'un maximum 115 m il y a 15 000 à 18 000 ans, et remonte graduellement depuis ce temps. Le sable de Sambro s'est accumulé sous ce niveau, tandis que le sable et le gravier de l'île de Sable se sont formés dans la zone des brisants et dans les eaux peu profondes à mesure que le niveau de la mer remontait.

Près des zones couvertes de glace de glacier (comme le nord du golfe du Saint-Laurent et la côte du Labrador), il y a prédominance des charges exercées par cette glace et le niveau de la mer continue de baisser depuis la déglaciation à mesure que la croûte se libère de ces charges.

Distribution superficielle des sédiments

Il est évident que le fond océanique varie énormément, en raison de la complexité de la géologie de l'océan Atlantique. Le substratum rocheux affleure sur une grande partie du plateau intérieur et dans la zone côtière, accompagné des sédiments de la dernière glaciation (équivalent du limon d'Émeraude) dans les zones où le niveau de la mer baisse. Le sable s'accumule sur les plages et dans les baies peu profondes du littoral lavées par les vagues ou les courants de marée (ces derniers ayant des répercussions sur le bassin Minas et le détroit de Northumberland), et la boue se dépose dans les bassins côtiers profonds et dans les estrans des côtes protégées.

Dans le cas des bassins du milieu du plateau, on trouve sur le fond des boues contemporaines et souvent des affleurements de sédiments glaciaires plus vieux (équivalent de l'argile de La Have) au pourtour. Les moraines affleurent beaucoup sur le plateau extérieur et au milieu du plateau et constituent un fond

pierreux dur souvent à rabotage glaciaire résiduel. Les bancs peu profonds du plateau extérieur ont une pellicule de sable et de gravier bien trié (équivalent du sable et du gravier de l'île de Sable) et les bancs plus profonds un sable moins bien trié (équivalent du sable de Sambro). Dans les eaux du talus continental dont la profondeur atteint plusieurs centaines de mètres, il y a du sable qui se transforme en boue dans les eaux plus profondes.

ÉROSION DU FOND DE L'OcéAN ET CHARRIAGE DES SÉDIMENTS

Introduction

L'examen géologique du fond marin révèle que l'érosion est très répandue. Il est toutefois difficile de déterminer l'âge de cette érosion, puisque les caractéristiques résiduelles d'érosion peuvent demeurer inchangées à mesure que le niveau de la mer monte. Dans de nombreux cas, les phénomènes causant l'érosion sont rares (orages importants ou cicatrices glaciaires) et par conséquent difficiles à observer.

Les vagues et les courants sont les agents d'érosion les plus fréquents. Ils seront étudiés séparément dans trois environnements différents : la zone du littoral dominée par les vagues, la zone du littoral dominée par les marées et le large. La remise en suspension des sédiments par la bioturbation est aussi omniprésente. Le labourage glaciaire et le glissement des pentes abruptes sont des agents d'érosion restreints dans le temps et l'espace.

Les vagues et les courants

L'érosion des zones littorales par les vagues et les courants est un phénomène bien connu. Des plages peuvent être entièrement détruites par des tempêtes. Les chenaux de marée et les bancs de sable changent de place. La reprise de levés et les tiges permettant de déterminer la profondeur de l'érosion⁶ confirment que le sable se trouvant dans des eaux de moins de 20 m est souvent déplacé sur une profondeur pouvant atteindre des dizaines de centimètres. Pendant les tempêtes, les plages peuvent être érodées très profondément, ce qui peut libérer des polluants enfouis comme les infiltrations de pétrole⁷.

On connaît peu de choses sur l'érosion en haute mer. Dans la zone peu profonde au large du banc de l'île de Sable, on a constaté que les mégarides de sable (semblables à des dunes) se déplaçaient et qu'il y avait en même temps remaniement des sédiments sur une profondeur variant d'une dizaine de centimètres à quelques mètres, mais on ne possède pas de données quantitatives sur ce phénomène.

Les sonographes à balayage latéral et les photographies du fond révèlent que les fonds marins sableux (profondeur de plus de 100 mètres) sont partiellement couverts de structures sédimentaires, comme des rides de plage, indice de la mobilité des sédiments. À Hibernia, les rides de plage dans 100 m d'eau

changent pendant les tempêtes⁸. À certains endroits, il y a des accumulations sous-marines plus grandes qui seraient des structures résiduelles de l'époque où le niveau de la mer était plus bas, et qui maintenant se seraient stabilisées³. On ne possède toutefois pas suffisamment de renseignements pour confirmer cette hypothèse. Sur la partie extérieure du plateau continental et sur la partie supérieure de la pente continentale⁹, le labourage glaciaire récent est visible autour des gros blocs se trouvant à des profondeurs atteignant parfois 350 m. Ce phénomène laisserait supposer que dans les zones à fond sableux d'une profondeur de plus de quelques dizaines de mètres, seuls les premiers centimètres de sédiments bougent sous l'effet du vannage des zones surélevées ou du déplacement des rides.

Il est possible que les violentes tempêtes occasionnelles fassent bouger de grandes quantités de sédiments. En hiver, la vitesse des courants à 150 m de profondeur dépasse souvent 1 m/sec sur le plateau Scotian¹⁰. Des courants continus de cette envergure dans des eaux peu profondes peuvent produire des accumulations qui sont remaniées sur une profondeur de plus d'un mètre. Dans le sud du bassin d'Émeraude, Kontopoulos et Piper¹¹ ont constaté que les dépôts occasionnels de sable et de boue se produisent épisodiquement à tous les 200 ans environ, et par conséquent, il est difficile d'étudier l'érosion causée par les violentes tempêtes occasionnelles. Piper et coll.¹² ont conclu qu'il y avait eu remaniement sur une profondeur de 1,5 m dans un noyau de sable se trouvant dans 44 m d'eau au large de Liverpool en Nouvelle-Écosse. Sur le plateau, la conservation des accumulations résiduelles de la dernière glaciation³ indiquent que s'il y a déplacement important des sédiments, ce phénomène n'est pas très répandu, mais plutôt limité à certaines zones du plateau.

Rien ne vient confirmer l'érosion périodique et la remise en suspension des zones boueuses du fond océanique. On suppose généralement que les bassins profonds, comme le bassin d'Émeraude, sont des points de dépôt stables qui agissent comme des pièges à sédiments et ne sont pas érodés par les courants. Dans les eaux moins profondes comme celles de la baie de Fundy, la répartition des sédiments varie^{13,14}, indiquant qu'il y a mouvement des sédiments dans des eaux d'une profondeur d'une dizaine de mètres. Dans les bassins à fonds boueux de baie Mahone, Letson¹⁵ a trouvé dans des eaux d'une profondeur de 20 m une couche de boue molle de 20 cm d'épaisseur qui aurait été déplacée par des tempêtes se produisant à tous les 10 à 50 ans. Dans le bassin Bedford et le port de Halifax, les glaciis des bassins boueux sont déplacés probablement sur quelques centimètres seulement, à des profondeurs de 50 m¹⁶.

D'après ces quelques renseignements, on peut conclure que la couche superficielle de sédiments (jusqu'à concurrence de 10 cm d'épaisseur) est relativement mobile sur le plateau continental, surtout dans les zones à fond sableux propre et sur les pentes plus abruptes et les marges des bassins. Il peut y avoir déplacement plus en profondeur dans les eaux de moins de 50 m et dans les zones d'étranglement ou d'intensification des courants, mais ce n'est pas très fréquent. Les zones plus élevées, naturelles ou artificielles, sont toutes particulièrement susceptibles d'être remaniées ou labourées.

La bioturbation

Les organismes creusent dans les sédiments de la surface et les remanient. Peu d'études systématiques ont porté sur la bioturbation au large du littoral est du Canada : seules exceptions, les travaux de Risk et Yeol¹⁷ dans les estrans de la baie de Fundy, et les études de Risk et coll.¹⁸ dans la baie Chédabouctou. On peut toutefois s'inspirer sans crainte des conclusions des études faites dans d'autres régions.

Les espèces et le nombre d'organismes fouisseurs déterminent la profondeur et l'ampleur du remaniement. Dans les fonds sableux, la profondeur des pistes (surtout dans les eaux peu profondes) semble dépendre de la profondeur du remaniement effectué par les vagues et les courants. Dans les eaux d'une profondeur de plus de 10 m, la bioturbation remanie souvent les trois à dix premiers centimètres. Dans les milieux subtidaux peu profonds¹⁷, il y a des traces de fouissement à des profondeurs atteignant 15 cm.

Les variations sont à peu près semblables dans les milieux boueux, mais le remaniement est plus important et les traces de fouissement sont souvent plus profondes. Risk et coll.¹⁸ ont trouvé des pistes de crevettes à 3 m sous le fond boueux de la baie Chédabouctou dans 5 à 20 m d'eau et ont calculé que dans 70 ans, le remaniement serait complet. Dans les boues estuariennes des eaux subtidales peu profondes, où la bioturbation augmente la teneur en eau des boues les rendant ainsi plus susceptibles d'être érodées par les faibles courants de marée, on estime que le remaniement des dix premiers centimètres se fera encore plus rapidement. La remise en suspension produite par les organismes filtreurs et les déplacements des crustacés et poissons joue un rôle important dans le mouvement graduel des sédiments boueux des glaci⁹.

Labourage glaciaire

Le labourage glaciaire est un puissant agent de remaniement du fond marin des zones balayées par le courant du Labrador où l'eau atteint moins de 200 m¹⁹ en profondeur. Les icebergs creusent des rainures et forment des cratères lorsqu'ils viennent s'échouer. Les sédiments ainsi dérangés sont susceptibles d'être remaniés par les vagues, les courants et les organismes. Par

exemple, dans le secteur Hibernia⁸, le labourage des dix derniers millénaires a perturbé le fond océanique parfois jusqu'à 3 m sous le fond au moins, mais la plupart des labourages ne font que 0,5 m en profondeur. Seulement un pour cent du fond a été dérangé par le labourage glaciaire au cours des dix derniers millénaires. Dans des zones comme les bancs du plateau du Labrador et le détroit de Belle-Isle, le remaniement par le labourage glaciaire contemporain est plus marqué.

Glissement

Le glissement en masse de sédiments se produit le plus souvent sur les pentes abruptes du fond marin que l'on trouve aux bords des fjords, à la limite de certains bassins et chenaux creusés par les glaciers et sur la pente continentale. Les sonographes à balayage latéral et les profils sismiques à fort pouvoir de résolution confirment rarement les glissements du plateau continental. On en trouve toutefois de petits exemples sur le plateau du Labrador²⁰.

Les glissements sont très répandus sur la pente continentale, mais la plupart des caractéristiques datent de plusieurs milliers d'années et sont le résultat de conditions glaciaires. Le seul glissement qui ait fait l'objet de nombreuses études est celui de 1929. À cette époque, il y a eu un tremblement de terre de magnitude 7 au sud-est du chenal Laurentien²¹. Le glissement s'est produit sur une zone de 2×10^4 km² de la pente continentale, éliminant les sédiments superficiels sur environ 60 % de la zone et créant un volume total de sédiments de $10^9 - 10^{10}$ m³. Au même moment, il y eut probablement un petit glissement sur les pentes abruptes du plateau continental à 100 km de l'épicentre, mais les études sur le terrain n'ont pas permis de le confirmer. Au cours des quelques derniers milliers d'années, il y aurait eu des petits glissements sur certaines parties de la pente Scotian et du Labrador.

DÉPÔT DE SÉDIMENTS SUR LE PLATEAU CONTINENTAL

Introduction

Les zones de dépôt récent de sédiments sont des lieux propices aux polluants. Lorsqu'on saura d'où proviennent les sédiments, on comprendra mieux les trajectoires de charriage des polluants et le rythme auquel ils pourront être éliminés de l'environnement. Il est utile de faire la distinction entre les zones littorales et les zones offshore. De plus, il faut admettre que la plupart des sédiments transportés sur le plateau continental sont finalement déposés dans les eaux profondes de la pente et du glacis continentaux.

Provenance des sédiments

Contrairement à ce qui se passe ailleurs dans le monde, les cours d'eau du Canada ne déversent pas de grandes quantités de sédiments sur le fond marin au large de la côte est. Même les fleuves importants comme le Saint-Laurent et le Churchill ont

des charges sédimentaires exceptionnellement peu élevées et les sédiments fluviaux se déposent généralement dans les estuaires du littoral. L'érosion côtière des moraines glaciaires²², du substratum rocheux mou²³, ou des sédiments marins tardiglaciaires des zones où il y a eu remontée de la croûte après une glaciation²⁴ est la principale source de sédiments dans les zones côtières. La boue, et dans une moindre mesure le sable, sont transportés de la zone côtière au plateau intérieur surtout par les courants de marée, mais l'amplitude de ce phénomène est mal connu, même dans les régions ayant fait l'objet de nombreuses études comme la baie de Fundy et le golfe du Saint-Laurent.

Dans les zones offshore, le fond sableux est résiduel, du moins en ce sens que les processus récents ne remanient que les sédiments et qu'il y a apport minime de nouveau sable. Les caractéristiques sédimentaires dominantes des eaux d'une profondeur inférieure à 115 m se sont développées dans la zone littorale pendant la transgression du Holocène.

La boue s'accumule dans les bassins du plateau et sur la pente continentale au rythme de 0,2 à 1 m tous les mille ans. On ignore la provenance de cette boue, mais une partie provient vraisemblablement de la zone littorale. Des échantillons de pollen indiquent qu'une importante quantité de particules en suspension sont transportées des baies et estuaires côtiers²⁵ jusqu'au large. Les études quantitatives sur les zones côtières^{12,23,26} révèlent que plusieurs dizaines de pour cent de sédiments fins érodés sont amenés sur le plateau continental. Les autres sédiments des bassins du plateau continental sont probablement des sédiments résiduels remaniés, mais on ne connaît pas l'importance de l'apport de sédiments nouveaux et remaniés.

Processus de sédimentation

Le mode de sédimentation détermine la vitesse à laquelle les polluants sont enfouis sous la couche eau-sédiment. La sédimentation est-elle un processus lent et continu ou alors très occasionnel, comportant de courtes périodes de sédimentation très rapide entrecoupées de longues périodes de faible sédimentation? Dans les milieux estuariens, la sédimentation est quasi-continue, mais dans les milieux côtiers (comme les plages) le gros de la sédimentation est très épisodique et lié aux tempêtes. Sur le plateau continental, les mouvements du sable semblent également épisodiques, mais dans le cas des zones où s'accumulent les boues, il est impossible de tirer des conclusions. Par exemple, le granoclasement du bassin d'Émeraude¹¹ (limon à boue) indique la formation occasionnelle de dépôts tandis que les microfossiles laisseraient plutôt croire à une sédimentation continue.

Flux chimique des sédiments du fond

La composition chimique des sédiments marins varie considérablement sur le fond océanique ou en dessous, particulièrement en raison du dégagement ou de l'adsorption de métaux labiles à l'état de trace. La plupart des réactions dépendent beaucoup de l'oxydoréduction. Dans bon nombre de zones au large de l'est du Canada, la couche sédimentaire est légèrement oxydante, devenant légèrement à grandement réductrice à quelques centimètres de profondeur. La perturbation physique de ce gradient d'oxydoréduction peut accélérer de beaucoup les réactions chimiques.

Des études approfondies des flux géochimiques des sédiments superficiels de l'est du Canada ont été effectuées uniquement dans les estuaires (résumé de Buckley et Winters²⁷) où les concentrations de métaux à l'état de trace sont souvent très élevées. On a conclu que des processus semblables avaient lieu dans les bassins profonds du plateau qui contiennent également des boues organiques. Les concentrations de métaux labiles à l'état de trace sont probablement beaucoup moins élevées dans la moraine, le sable et les équivalents du limon d'Émeraude.

CONCLUSIONS

La connaissance que nous avons des roches et des sédiments du large des côtes est du Canada peut servir de base biologique pour l'évaluation de la qualité de l'environnement marin. Cependant, nous connaissons moins les processus qui amènent la modification, l'érosion et le dépôt des sédiments sur le fond océanique. Nous sommes donc en mesure de tirer des conclusions qualitatives à propos des polluants environnementaux qui font partie des sédiments superficiels.

Ouvrages de référence

1. King, L.H. and B. MacLean. 1976. Geology of the Scotian Shelf. Geological Survey of Canada, Paper 74-31.
2. King, L.H. 1972. Relation of plate tectonics to the geomorphic evolution of the Canadian Atlantic Provinces. Geol. Soc. Am. Bull., 83: 3083-3090.
3. King, L.H. 1980. Aspects of regional surficial geology related to site investigation requirements--Eastern Canadian Shelf. In: D.A. Ards (ed.), Offshore Site Investigation. Graham and Trotman, London, p. 37-60.
4. King, L.H. 1970. Surficial geology of the Halifax-Sable Island map area. EMR, Marine Sciences Branch, Paper 1, 16 p.
5. Quinlan, G. and C. Beaumont. 1981. A comparison of observed and theoretical postglacial relative sea level in Atlantic Canada. Can. J. Earth Sci., 18: 1146-1163.
6. Greenwood, B. and P.B. Hale. 1980. Depth of activity, sediment flux and morphological change in a barred nearshore environment. Geological Survey of Canada, Paper 80-10, 89-109.

7. Vandermeulen, J.H., D.E. Buckley, E.M. Levy, B. Long, P. McLaren and P.G. Wells. 1978. Immediate impact of AMOCO CADIZ environmental oiling: oil behaviour and burial and biological aspects. Centre National pour l'Exploitation des Oceans, Actes de Colloques, No. 6, p. 159-174.
8. Lewis, C.F.M. and J.V. Barrie. 1981. Geological evidence of iceberg groundings and related sea floor processes in the Hibernia discovery areas of the Grand Banks, Newfoundland. Proceedings of the symposium on production and transportation systems for the Hibernia discovery. St. John's, Nfld. pp. 146-147.
9. Hill, P.R., D.J.W. Piper and W.R. Normark. 1983. Pisces submersible dives on the Scotian Slope at 63°W. Geological Survey of Canada, Paper, 83-1A, 65-69.
10. Petrie, B. and P.C. Smith. 1977. Low frequency motions on the Scotian Shelf and Slope. Atmosphere, Vol. 15, 117-126.
11. Kontopoulos, N. and D.J.W. Piper. 1983. Storm graded sand at 200 m water depth, Scotian Shelf, eastern Canada. Geomarine Letters, 2, 77-81.
12. Piper, D.J.W., P.J. Mudie, J.R.J. Letson, N.E. Barnes and R.J. Iuliucci. 1984. The marine geology of the South Shore, N.S. Geological Survey of Canada, Paper 84. (in press)
13. Swift, D.J.P., B.R. Pelletier, A.K. Lyall and J.A. Miller, 1973. Quaternary sedimentation in the Bay of Fundy. Geological Survey of Canada, Paper 71-23, p. 113-151.
14. Greenberg, D. and C.L. Amos. 1982. Suspended sediment transport and deposition modelling in the Bay of Fundy, N.S. A region of potential tidal power development. Can. J. Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 40, Supplement 1.
15. Letson, J.R.J. 1981. Sedimentology of southwestern Mahone Bay, N.S. M.S.C. Thesis, Dalhousie University, Halifax, N.S., 199 p.
16. De Iure, A. 1983. The effects of storms on sediments in Halifax Inlet, Nova Scotia. M.Sc. Thesis, Dalhousie University, N.S., 237 p.
17. Risk, M.J. and R.K. Yeo. 1980. Animal-sediment relationships in the Minas Basin, Bay of Fundy. Geological Survey of Canada, Paper 80-10, p. 189-194.
18. Risk, M.J., R.D. Venter, S.G. Pemberton and D.E. Buckley. 1978. Computer simulation and sedimentological implications of burrowing by Axius serratus. Canadian Journal of Earth Sciences, 15(8): 1370-1374.
19. Lewis, C.F.M., B. MacLean and R.K.H. Falconer. 1980. Iceberg scour abundance in Labrador Sea and Baffin Bay: a reconnaissance of regional variability. Proc., 1st Can. Conf. Marine Geotech. Engineering, 79-94.
20. Jacques McClelland Geoscience Inc. 1982. Seabed stability on the continental shelf of eastern Canada. Report to D.S.S. for Atlantic Geoscience Centre. Released in part as Geological Survey of Canada Open File 878.
21. Doxsee, W.W. 1948: The Grand Banks Earthquake of November 19, 1929. Publications of Dominion Observatory, 7, 323-336.

22. Piper, D.J.W. and M.J. Keen. 1976. Geological studies in St. Margaret's Bay, N.S. Geological Survey of Canada, Paper 76-18, 18 p.
23. Amos, C.L. and G.J.E. Joice. 1977. The sediment budget of the Minas Basin, Bay of Fundy, N.S. Bedford Institute of Oceanography Data Series BI-D-77-3, 411 p.
24. Barrie, C.O. and D.J.W. Piper. 1982. Marine geology of Makkovik Bay, Labrador. Geological Survey of Canada, Paper 82-17.
25. Mudie, P.J. 1980. Palynology of later Quaternary marine sediments, eastern Canada. Ph. D. Thesis, Dalhousie University, Halifax, N.S.
26. Amos, C.L. and B.F.N. Long. 1980. The sedimentary character of the Minas Basin, Bay of Fundy. Geological Survey of Canada, Paper 80-10, 153-180.
27. Buckley, D.E. and G.V. Winters. 1983. Geochemical transport through the Miramichi Estuary. Can. J. Fisheries and Aquatic Sciences. 40, Supp. 2, 162-182.

POLLUANTS DÉVERSÉS PAR LES COURS D'EAU DANS LE NORD-OUEST DE L'ATLANTIQUE

R.F. Addison*

Dernièrement, Bugden et coll.¹ ont étudié l'eau douce déversée dans le nord-ouest de l'Atlantique. La plupart des renseignements suivants sont tirés de ce document. Entre 30° et 90° N, l'apport total en eau douce est d'environ 2 347 km³/année, mais plus de la moitié de ce volume se situe entre le 45° et 55° N. Le Saint-Laurent et ses affluents transportent à eux seuls 424 km³/année, soit 35 % de l'eau déversée entre 45° et 55° N. Ces 424 km³ par année ne constituent que 3 % du volume total d'eau qui se déplace vers le détroit de Cabot (13 000 km³ par année). En d'autres termes, la plus grande partie de l'eau circulant autour du plateau Scotian et du golfe du Saint-Laurent provient de l'extérieur. Dans le contexte de l'ensemble du nord-ouest de l'Atlantique, moins de 5 % de l'eau est déversée par les cours d'eau.

Des polluants ont été détectés et mesurés dans le Saint-Laurent et ses affluents. Yeats et Bowers² ont étudié dernièrement les concentrations de métaux (en phase dissoute ou particulaire) de ce réseau hydrographique qui, en règle générale, ne seraient pas beaucoup plus élevées que celles des autres cours d'eau ou des échantillons marins non contaminés. Font exception, les concentrations parfois plus élevées de Cd, Ni, Zn, Pb et Cr qui résulteraient d'une contamination tant globale que locale. Il y a des exemples frappants de contamination locale, dont le plus remarquable est la pollution par le Hg du réseau du Saguenay³.

On possède peu de données sur les autres polluants déversés par le Saint-Laurent. On a signalé la présence de divers composés organochlorés dans les eaux du Saint-Laurent et de ses affluents, mais la teneur organochlorée des sédiments du fleuve ou du golfe est représentative du niveau de contamination^{4,5}, qui est généralement inférieur à 50 mg/kg. La biote du golfe a également une teneur en composés organochlorés qui révèle une certaine contamination environnementale^{6,7,8}, mais certainement pas comparable à celle des zones très polluées comme la Baltique^{9,10}.

Étant donné que relativement peu d'eau douce se jette dans le nord-ouest de l'Atlantique et que cette eau est peu polluée (à quelques exceptions près), les cours d'eau ne constituent pas une source importante de polluants.

* Laboratoire d'écologie marine, ministère des Pêches et Océans, Institut d'océanographie de Bedford, B.P. 1006, Dartmouth (Nouvelle-Écosse), B2Y 4A2

Ouvrages de référence

1. Bugden, G.A., B.T. Hargrave, M.M. Sinclair, C.L. Tang, J.C. Therriault and P.A. Yeats. 1982. Freshwater runoff effects in the marine environment: the Gulf of St. Lawrence example. Can. Tech. Rept. Fish. Aquat. Sci., No. 1078.
2. Yeats, P.A. and J.M. Bowers. 1982. Discharge of metals from the St. Lawrence River. Can. J. Earth Sci., 19: 982-992.
3. Loring, D. H. and J.M. Bowers. 1978. Geochemical mass balances for mercury in a Canadian fjord. Chem. Geol., 22: 309-330.
4. Couillard, D. 1982. Evaluation des teneurs en composés organochlorés dans le fleuve, l'estuaire et le golfe St. Laurent, Canada. Env. Poll. (B), 3: 239-270.
5. Cannone, P. and Mamarbachi. 1975. Residus des insecticides organochlorés dans les sédiments du Haut Estuaire du Fleuve St. Laurent. Bull. Env. Contam. Toxicol., 14: 83-87.
6. Duffy, J.R. and D. O'Connell. 1968. DDT residues and metabolites in Canadian Atlantic coast fish. J. Fish. Res. Bd. Canada, 25: 189-195.
7. Addison, R.F., M.E. Zinck and R.G. Ackman. 1972. Residues of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in some commercially produced Canadian marine oils. J. Fish. Res. Bd. Can., 29: 349-355.
8. Addison, R.F., S.R. Kerr, J. Dale and D.E. Sergeant. 1973. Variation of organochlorine residue levels with age in Gulf of St. Lawrence harp seals (Pagophilus groenlandicus). J. Fish. Res. Bd. Can., 30: 595-600.
9. Jensen, S., A.G. Johnels, M. Olsson and G. Otterlind. 1972. DDT and PCBs in herring and cod from the Baltic. Ambio Spec. Rept., 1: 71-85.
10. Helle, E., M. Olsson and S. Jensen. 1976. DDT and PCB levels and reproduction in ringed seals from the Bothnian Bay. Ambio, 5: 188-189.

TRANSPORT DES CONTAMINANTS DANS LE MILIEU MARIN

E.W. Brandon* et P.A. Yeats**

L'atmosphère transporte des substances naturelles et anthropogénétiques jusqu'aux océans. Les métaux à l'état de traces, les composés organiques, le gaz carbonique, les matières radioactives et les micro-organismes sont introduits dans l'océan par l'air. Les cours d'eau y déversent aussi des constituants à l'état de traces en phase dissoute et en phase particulaire. Ces constituants sont finalement associés aux sédiments par l'entremise de particules qui se déposent. Dans ce chapitre, il sera question des modes de transport atmosphérique des polluants ainsi que des phénomènes de transport et d'élimination qui se produisent dans l'océan.

DISPERSION ATMOSPHERIQUE

La dispersion par turbulence dans les couches atmosphériques inférieures est fonction de la rugosité de la surface, de la température et de la structure verticale du vent. Après les quelques premiers kilomètres, l'effet de la rugosité de la surface est négligeable. La figure 1(a) illustre une inversion de température qui fait généralement obstacle à la dispersion verticale. La structure verticale du vent peut à l'occasion compenser les effets de ce que les météorologues appellent le gradient vertical de température. On possède cependant peu de renseignements détaillés sur le profil du vent vertical.

En règle générale, le brassage est accru dans la couche où le gradient vertical de température est instable. S'il n'y a aucune précipitation, cela signifie que la température diminue avec la hauteur à un rythme de plus de $1^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$. Ces profils instables sont habituellement complétés d'une inversion quelconque qui empêche le brassage à la verticale, comme l'illustre la figure 1(b). Un gradient vertical de température d'environ $1^{\circ}/100\text{ m}$ est considéré neutre parce que les mouvements verticaux sont ni plus, ni moins importants, si l'air n'est pas saturé.

L'expression "couche limite" désigne la couche adjacente à la surface du globe terrestre où les polluants circulent à la verticale et à l'horizontale en raison d'une petite turbulence. Les polluants dégagés dans la couche limite y restent et sont plus ou moins mélangés à la verticale avec cette couche, généralement plus épaisse au-dessus des continents pendant le jour que pendant la nuit. Cet écart diurne est beaucoup plus

* Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada, Bedford (Nouvelle-Écosse).

** Laboratoire d'océanographie de l'Atlantique, ministère des Pêches et Océans, Institut d'océanographie de Bedford, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

marqué au-dessus de la terre qu'au-dessus de l'eau où il n'y a souvent aucun changement diurne. L'épaisseur de la couche limite peut varier de presque zéro à plusieurs kilomètres. Au-dessus de la terre, la turbulence qui produit une dispersion, plus ou moins uniforme, des polluants dans la couche limite, cesse peu après le coucher du soleil. La couche de mélange devient alors plus mince et les polluants qui s'y trouvaient sont dégagés dans l'air libre. Selon Deardorff¹, ce phénomène explique la présence de polluants au-dessus de la couche limite, mais au-dessus des océans, son rôle est beaucoup moins important à cet égard.

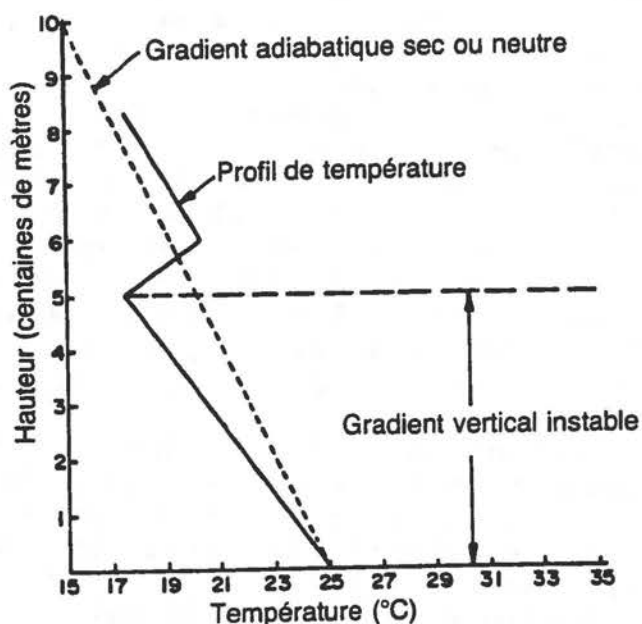
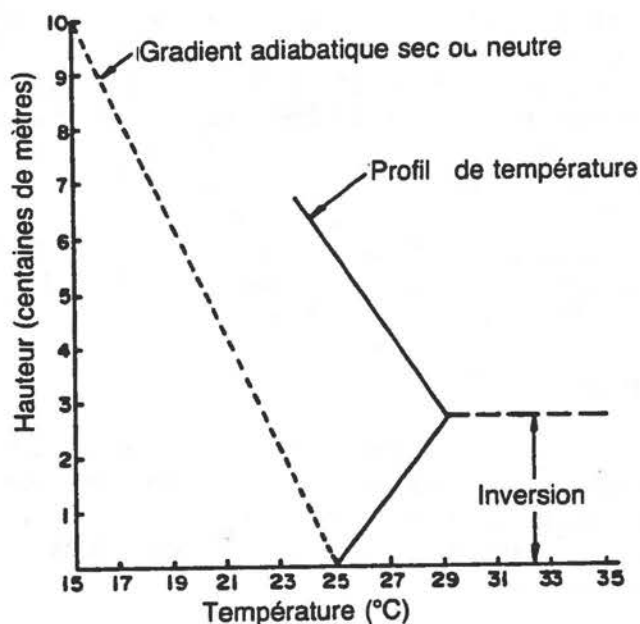


Figure 1 : a) Inversion de température superficielle sous une couche instable
b) Couche superficielle instable surmontée d'une inversion

Dans ce dernier cas, c'est probablement le mouvement ascendant résultant du déplacement de l'air froid au-dessus de l'air chaud des océans qui occasionne le brassage des polluants. Dans ces circonstances, il peut y avoir formation de nuages de convection qui parfois donnent lieu à des orages. En même temps, il peut se produire un brassage dans une grande partie de la troposphère.

Les caractéristiques de l'échelle synoptique et les zones de haute et de basse pression sont associées à des configurations fixes de déplacements verticaux. La figure 2 représente les mouvements verticaux et horizontaux des particules d'air qui sont liées aux caractéristiques de l'échelle synoptique. Les particules d'air porteuses de divers polluants peuvent être soulevées et déposées devant un système de basse pression en mouvement. Les vents près de la surface de la terre sont habituellement moins forts que ceux plus hauts dans l'atmosphère, et ces particules d'air se retrouvent donc loin devant le système pour finalement redescendre à l'ouest du système dépressionnaire situé en aval. Les systèmes d'envergure peuvent donc entraîner un mélange très haut dans la troposphère.

TRANSPORT ATMOSPHERIQUE ET DÉPÔT

Dans l'atmosphère, les matières peuvent être transportées sur de longues distances. La figure 3 représente les vents de surface moyens vectoriels de l'Atlantique Nord. On voit bien la tendance vers l'ouest qui est encore plus homogène temporellement dans les couches supérieures.

Les problèmes environnementaux récents, comme les pluies acides, ont donné un nouvel essor à la recherche sur la chimie de l'atmosphère et sur la mise au point de modèles de trajectoire. Les programmes informatiques tiennent maintenant compte de la structure tridimensionnelle de l'atmosphère et des changements chimiques qui s'y produisent. Ces modèles sont passablement rudimentaires et aucun ne reflète réellement la physique et la chimie de l'atmosphère. La plupart ne révèlent rien de nouveau. Cependant, ces modèles peuvent éventuellement déboucher sur une meilleure compréhension du transport atmosphérique des polluants de la terre aux océans. Machta² décrit un modèle ne comportant pas certaines des caractéristiques de l'atmosphère, mais qui inclut toutefois les dépôts atmosphériques.

Sur les surfaces océaniques, il y a formation de dépôts de particules sèches, absorption des contaminants gazeux ou lavage (précipitation humide) des particules. Si on agrandissait la figure 4 (trajectoires des tempêtes sur l'Atlantique Nord), on verrait que la plupart des tempêtes passent par les régions très industrialisées de l'Amérique du Nord. Les précipitations de ces tempêtes introduisent donc, dans l'Atlantique Nord, des polluants provenant des zones industrialisées de l'Amérique du Nord.

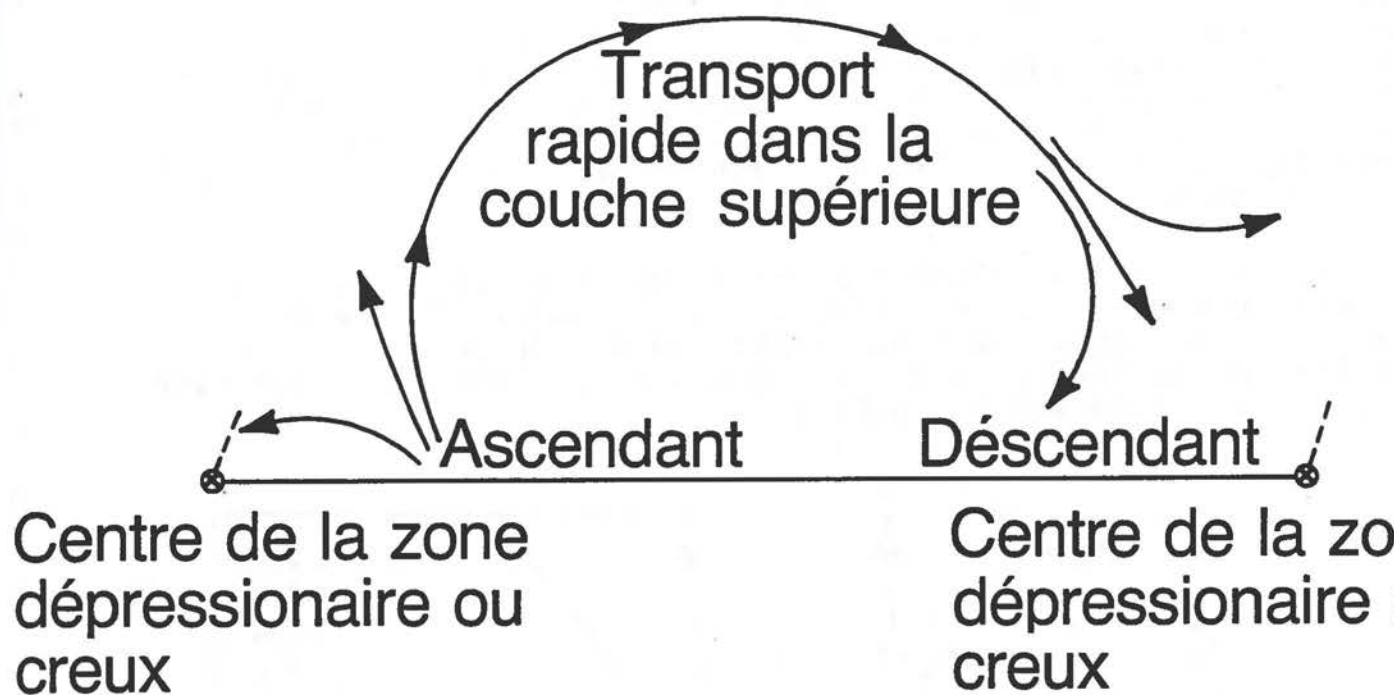


Figure 2 : Déplacements ascendants et descendants associés aux zones de basse pression de l'échelle synoptique

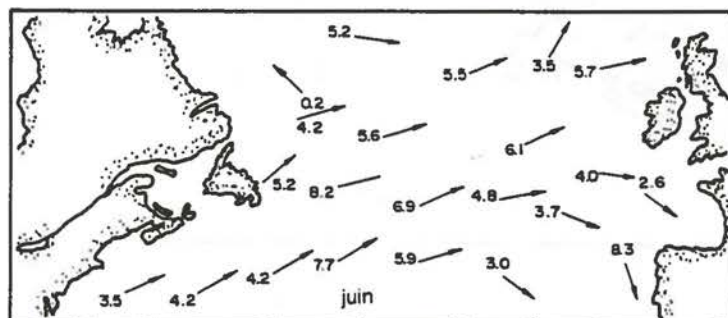
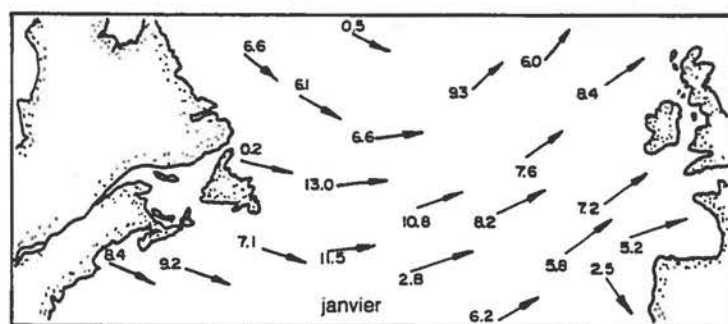


Figure 3 : Vents vectoriels moyens (noeuds) de l'Atlantique Nord, en janvier et juin.³

Les rapports qui régissent le transfert des matières à la surface océanique sont complexes; très peu sont d'ailleurs connus. Par exemple, les embruns peuvent jouer un rôle important dans le transfert des matières à la surface des mers.⁴ On définit le rythme auquel les matières sont déposées (vitesse de dépôt) de la façon suivante : la quantité de matières déposées pendant une unité de temps par unité de surface divisée par la concentration de la matière en question dans la couche d'air près de la surface.

Les vitesses de dépôt sur les océans sont habituellement de l'ordre de 0,01-10 cm/sec dans le cas des particules de 0,1 μ m. Ces chiffres s'appliquent aux dépôts secs. On possède peu de données sur la fréquence des tempêtes, leur durée ou la quantité de précipitations sur les océans.

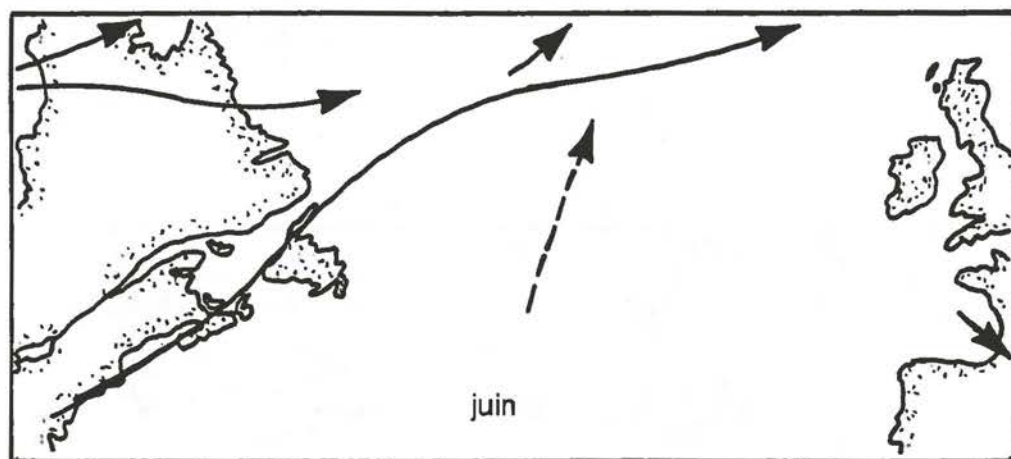
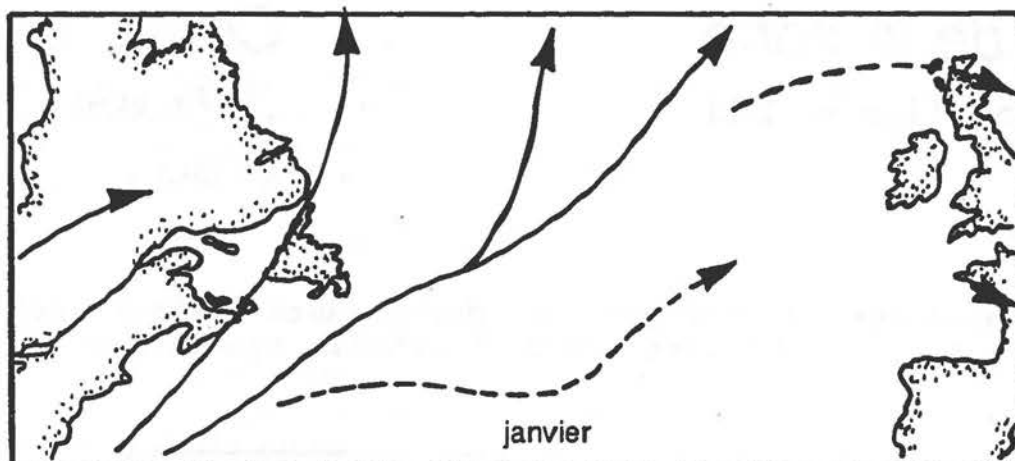


Figure 4 : Trajectoires des orages de janvier et juin.
Trajectoires principales - flèches pleines;
Trajectoires secondaires - flèches pointillées.³

TRANSPORT MARIN, DISPERSION ET ÉLIMINATION

Le transport et la dispersion des contaminants chimiques dans le milieu marin se font surtout par mélange physique et transport dans l'eau. L'action des vagues, du vent, des courants de marée, de la remontée côtière, du brassage estuarien et de l'entraînement ainsi que de tous les autres processus de brassage ont tendance à disperser les polluants dans la tranche d'eau. Sur une plus grande échelle, ce sont surtout les courants océaniques qui assurent le transport des produits chimiques introduits par l'entremise de l'atmosphère ou de l'écoulement continental. Ces phénomènes ont déjà fait l'objet de chapitres précédents. Il faut également faire mention de la transformation géochimique des produits chimiques dans le milieu marin. Lorsqu'il est question du transport et de la dispersion des produits chimiques dans les mers, il faut d'abord préciser la provenance des substances. Les principales sources de polluants sont les dépôts atmosphériques (secs et humides) et le déversement fluvial de matières dissoutes ou particulaires. Il y a bien d'autres sources, comme les déversements des navires ou les activités volcaniques sous-marines, mais elles sont de moindre importance. Le tableau 1 illustre l'apport global de certains métaux à l'état de traces. Le déversement net de particules provenant des cours d'eau est calculé en supposant que les zones estuariennes laissent passer 5 % de ces particules. Les matières dissoutes déversées par les cours d'eau peuvent être mélangées selon divers processus estuariens occasionnant alors la dilution dans l'eau de mer. C'est la salinité de l'eau saumâtre qui permet le mieux de déterminer dans quelle mesure il y a mélange. La dilution des produits chimiques fluviaux donne lieu à un rapport linéaire entre les produits chimiques en question et la salinité. Les réactions chimiques peuvent soit épuiser, soit augmenter les flux de matières dissoutes dans l'estuaire, créant ainsi un rapport non linéaire avec la salinité.

L'ajout de composés dissous peut résulter de la dissolution ou de la désorption de particules, des écoulements des sédiments ou des réactions en phase dissoute qui produisent le composé. Il peut y avoir des réactions dans la tranche d'eau provoquées par des changements du pH, de la force ionique ou de la concentration en oxygène des eaux des estuaires. Les changements diagenétiques des sédiments produisent des écoulements accentués par la remise en suspension des sédiments. Les conditions réductrices des sédiments facilitent souvent la remobilisation chimique. L'ensemble de ces phénomènes donnent lieu à des rapports polluant-salinité non linéaires, souvent avec un écart marqué de la linéarité à faible salinité. Cela est surtout vrai dans le cas de plusieurs métaux dont le Mn, le Cu, le Ni et le Cd.

TABLEAU 1 - APPORT GLOBAL EN MÉTAUX
flux ($\times 10^9$ g/année)

Provenance	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Atmosphère	50	8	5	50	1	0.5	50
Cours d'eau (dissous)	200	30	50	100	1	0.3	30
Cours d'eau (particules)	21,000	1,200	1,400	2,300	6	3	600
Apport fluviatile net (particules)*	1,000	60	70	110	0.3	0.1	30
Remobilisation dans la zone côtière	5,200	200	400	300	0	0.4	200

* 5 % de l'apport total en particules du cours d'eau

L'élimination estuarienne peut découler de la précipitation de composés dissous ou de la floculation de substances colloïdales. L'absorption ou la coprécipitation de matières à l'état de traces peut souvent accompagner ces processus. Il peut également y avoir absorption aux particules remises en suspension, marines ou fluviatiles. Les réactions de ce genre peuvent s'intensifier dans la partie de l'estuaire à turbidité maximale où les particules en suspension peuvent être particulièrement nombreuses. Cette zone se situe habituellement à l'embouchure de l'estuaire où les salinités sont de l'ordre de 0-5 ‰. L'élimination des substances dissoutes est portée au maximum dans cette zone, non seulement en raison de la concentration élevée de particules en suspension, mais aussi en raison de l'intensification de la floculation organique et des changements rapides de force ionique. L'élimination estuarienne est plus frappante dans le cas du fer puisqu'on a observé la précipitation d'hydroxyde ferrique ou de composés organo-fer dans presque tous les estuaires. L'élimination de métaux comme le chrome et le zinc accompagne parfois la précipitation de fer.

Les métaux à l'état de traces sont surtout transportés sous forme de fraction particulaire (voir tableau 1). Étant donné que beaucoup de substances organiques à l'état de traces sont hydrophobes, elles sont généralement absorbées aux surfaces des particules et transportées avec l'apport particulaire. La plupart des particules fluviatiles sont déposées dans les sédiments des estuaires et du littoral. Dans ces zones, plusieurs processus peuvent diminuer le taux de sédimentation de

composés particuliers à l'état de traces. Les grosses particules sont éliminées en premier. Les métaux et les autres contaminants sont habituellement plus concentrés dans les petites particules que dans les grosses (en raison de la surface relative plus grande) et cette première sélection entraîne un apport en métaux anormalement élevé. Les matières flocculées qui peuvent agir comme sorbent des métaux dissous sont relativement lentes à se poser et peuvent être dégagées de façon sélective.

Suite à la décomposition des matières organiques et des autres changements diagénétiques des sédiments estuariens, une partie des métaux en phase particulaire déposés dans les sédiments de l'estuaire et du littoral est mobilisée et retournée à la tranche d'eau. La décomposition des matières organiques peut également dégager des composantes organiques à l'état de traces. Le sédiment agit donc comme source secondaire de matières initialement déversées comme substances fluviatiles en suspension. Une fois dans la tranche d'eau, ces produits chimiques à l'état de traces peuvent s'associer aux particules à grains fins ou rester en phase dissoute, mais de toute façon une grande partie de ceux-ci sont transportés au large. On a observé que ce phénomène donnait lieu à une remobilisation importante du manganèse et au dégagement d'autres métaux comme le cuivre. L'apport atmosphérique est particulièrement remarquable dans le cas d'éléments, comme le fer et l'aluminium, qui sont des composantes de la poussière terrestre (et par conséquent pas uniquement des polluants) et des éléments volatils à l'état de traces (Se, Hg, Pb et Cd), des retombées radioactives (Cs-137 et Sr-90) et de plusieurs transuraniens. Dans le cas du fer et de l'aluminium, l'apport provenant de la poussière atmosphérique est comparable à celui des substances fluviatiles dissoutes et dans le cas du mercure, du plomb et du cadmium, l'apport atmosphérique excède l'apport fluviatile, ce qui est également vrai dans le cas des composés organiques à l'état de traces comme le DDT.

On connaît peu de chose à propos des réactions chimiques avec des substances amenées dans les océans par l'atmosphère. Certaines substances comme le Cs-137 et le Sr-90 restent surtout en phase dissoute et peuvent être transportées par les mouvements de l'eau. D'autres sont éliminées par absorption aux particules d'origine biologique ou aux particules inorganiques qui se déposent, ou alors par incorporation à la biote marine. Il y a une troisième possibilité qui s'applique surtout aux matières organiques hydrophobes, c'est-à-dire qu'elles sont concentrées dans la micro-couche superficielle et retournées à l'atmosphère par évaporation ou formation d'aérosols.

Les produits chimiques introduits dans l'océan sont transportés horizontalement par les courants et le brassage océanique et verticalement par advection (remontée et formation des eaux des grands fonds), mélange turbulent et dépôt des particules. Étant donné que la circulation physique et le brassage ont fait l'objet d'autres paragraphes, il sera surtout

question des répercussions du transport des particules sur l'élimination des composantes chimiques à l'état de traces. Il faut toutefois souligner que dans le cas de l'élimination, de l'eau de surface, de la plupart des composantes à l'état de traces, le transport vertical par advection et le brassage sont d'égale importance pour les coulées de particules, et le transport horizontal est presque entièrement contrôlé par les processus physiques.

Le phénomène d'élimination le plus important est l'incorporation des contaminants aux particules qui se déposent. D'autres mécanismes, comme l'absorption directe à la surface des sédiments, peuvent aussi jouer un rôle, mais de moindre importance. Il faut faire la distinction entre deux types de particules. Il y a tout d'abord les particules organiques et inorganiques terrestres transportées jusqu'aux océans par les cours d'eau ou directement par retombées atmosphériques et les matières biologiques produites in situ. Il convient de signaler la formation de minéraux dans les océans uniquement dans le cas des précipitations de MnO_2 .

La formation, dans les estuaires de dépôts des particules fluviatiles constitue un mécanisme évident d'élimination de la plupart des particules chimiques fluviatiles. La précipitation, la floculation et l'absorption peuvent également accélérer cette élimination. Plus loin au large, la formation de dépôts de particules fluviatiles cèdent le pas au dépôt de particules atmosphériques. À mesure que les particules se déposent dans la tranche d'eau, elles absorbent ou épuisent aussitôt les constituants dissous. Dans certains cas, comme dans celui des précipitations de MnO_2 , la présence de surfaces particulières peut catalyser la précipitation de matières inorganiques. Ces phénomènes entraînent surtout des distributions verticales et l'élimination des éléments comme l'aluminium, le cuivre et le plomb.

Plusieurs métaux à l'état de traces sont transportés et distribués parce qu'ils sont absorbés par la biote, puis éliminés de la tranche d'eau par les résidus planctoniques et les coprolithes. Ce même processus s'applique aussi aux contaminants organiques. L'élimination biologique assure la distribution verticale de cadmium, de zinc, de nickel, de chrome et de sélénium élevée en eau de surface et des valeurs maximales coïncidant avec celles du phosphate et du silicate. Certains autres métaux comme le fer, l'aluminium et le cuivre, sont également touchés par ces phénomènes biogéochimiques, mais dans une moindre mesure. La biote absorbe activement ces métaux et les assimile aux tissus du squelette ou autres tissus ou alors les absorbe passivement aux surfaces extérieures. L'activité biologique permet de toute façon d'éliminer les métaux des eaux de surface et de les amener aux profondeurs intermédiaires où il y a régénération biologique maximale. Une petite quantité de ces résidus biologiques et

leurs métaux à l'état de traces sont transportés dans la tranche d'eau et associés aux sédiments. Comme l'indique le tableau 2, ce transport peut être considérable. Cependant, la plupart des matières éliminées biologiquement sont régénérées dans les eaux subsuperficielles ou les eaux intermédiaires puis retournées à la surface par des processus physiques. Une petite quantité des résidus biogénétiques s'associe aux sédiments et constituent le principal moyen de transport des métaux de la surface au fond marin.

Le zooplancton ingère de grandes quantités de matières organiques et inorganiques et les excrète sous forme de coprolithes. Cette matière est très dense et se dépose rapidement entraînant avec elle une quantité appréciable de métaux à l'état de traces. Étant donné que le zooplancton ingère les matières particulières sans distinction et élimine les composantes superflues dans leurs fèces, les matières organiques et inorganiques non essentielles aux processus biologiques sont alors associées aux sédiments.

TABLEAU 2 - ÉLIMINATION DES MÉTAUX DE L'EAU
SUPERFICIELLE DE L'OcéAN
flux ($\times 10^9$ g/année)

Sorte de flux	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Mélange avec l'eau et advection	500	600	200	200	40	9	70
Dépôt de particules terrigènes	800	50	90	100	0.3	0.1	20
Dépôt de parties biogènes molles	0	700	200	0	500	8	30
Dépôt de restants de squelettes biogènes	100	700	300	2,000	4	3	80
Dépôt de coprolithes*	200	200	200	800	8	0.3	30
Absorption et formation de minéraux anthigènes	5,000	80	0	0	0	0.8	50

* Les coprolithes comprennent les restants de squelette et les particules terrigènes intégrés aux matières fécales.

Les contaminants organiques et les radionucléides peuvent également être intégrés aux sédiments suite à des réactions avec les particules. Dans le cas des contaminants organiques, l'interaction avec les substances biologiques semble constituer un important facteur de contrôle de leur répartition. Les radionucléides de retombées comme le Cs-137 et le Sr-90 sont passablement solubles dans l'eau de mer et sont par conséquent transportés sur de courtes distances puisqu'ils sont finalement éliminés par association avec les matières particulaires. Les radionucléides moins solubles (thorium et plutonium) devraient être associés plus rapidement aux particules pour qu'ils se comportent comme les métaux à l'état de traces, tels le plomb et le cuivre (épuisés par les particules inorganiques) ou le cadmium et le zinc (éliminés par les particules biogènes).

La dernière méthode d'élimination des contaminants de l'eau de mer comporte le transfert de la surface à l'atmosphère par évaporation ou formation d'aérosols. C'est le principal mode d'élimination du Cl et il peut également s'appliquer à certains constituants à l'état de traces. Les composés organiques volatils et probablement certains composés inorganiques volatils comme l'iode et le mercure peuvent s'évaporer en grande quantité de la surface. Les composés organiques hydrophobes concentrés dans la micro-couche peuvent être incorporés à des aérosols. Cependant, aucune donnée quantitative fiable ne vient confirmer cette hypothèse.

Quelques exemples

Gaz carbonique

Il y a environ soixante fois plus de CO_2 dans la mer (surtout sous forme de carbonate et de bicarbonate) que dans l'atmosphère. Sa solubilité dans l'eau de mer diminue rapidement avec la température. Des variations climatiques à longue échéance peuvent résulter des interactions instables entre l'évolution biologique et le cycle de CO_2 et O_2 dans le système général.⁵ Les changements cycliques du CO_2 atmosphérique associé au renversement des océans profonds répartis sur quelques millénaires peuvent contribuer au cycle glaciaire-interglaciaire. À plus brève échéance, le CO_2 produit anthropogéniquement peut exercer une grande influence sur l'environnement. Même si auparavant le CO_2 n'était pas considéré comme un polluant dangereux, le taux actuel de production de CO_2 (par la combustion) pourrait entraîner des changements climatiques d'ici les cinquante prochaines années (c'est dans ce délai que les oxydes de soufre et les autres polluants ont amené des changements dans notre environnement). L'océan est un important dépôt de CO_2 excédentaire, mais étant donné qu'il faut compter plusieurs centaines d'années pour le mélange, l'océan ne pourra absorber le CO_2 excédentaire produit au cours des prochaines décennies. Du point de vue de la contamination océanique, certains spécialistes croient que le CO_2 excédentaire absorbé dans les couches superficielles pourrait entraîner un changement appréciable du pH et par conséquent de la solubilité du CaCO_3 ce qui nuirait à la formation de la coquille des animaux marins. La plupart des scientifiques du domaine n'accorderait toutefois pas leur appui à cette hypothèse.⁶

Métaux à l'état de traces

La plupart des métaux sont introduits dans les océans par les cours d'eau (voir le tableau 1), mais plusieurs d'entre eux proviennent de l'atmosphère. Sont d'une grande importance, les métaux dégagés par la combustion des combustibles fossiles, y compris le sélénium, dont le dégagement total est évalué à environ 7×10^9 g/année et qui peut atteindre au-dessus de l'Amérique du Nord, des concentrations atmosphériques de l'ordre de 0,09-0,4 ng/m³, et le V (dérivé du pétrole) qui peut atteindre des concentrations dans les vents de l'ouest de l'hémisphère nord d'environ 0,2 ng/m³. Les métaux présents dans l'atmosphère et provenant de sources industrielles comprennent le plomb qui peut être introduit dans l'atmosphère à un taux quarante fois plus élevé que celui des substances provenant d'autres sources⁹, le Hg dont la concentration atmosphérique est d'environ 1-2 ng/m³ et qui est déposé dans les océans par l'atmosphère et le cadmium dont les concentrations atmosphériques varient entre 0,9 ug/m³ dans les régions où il y a des fonderies de zinc¹¹. Tous ces métaux ont des apports atmosphériques comparables à leur apport fluvial en phases dissoutes.

Composés organochlorés

Les insecticides du groupe du DDT et les PCB sont très volatils aux températures environnementales normales. Dans l'atmosphère de l'Atlantique Nord, on les trouve à l'état gazeux et absorbé.¹² Seba et Prospero¹³ ont démontré qu'ils pouvaient être transportés sur de longues distances, car l'atmosphère des Caraïbes contenait des résidus de DDT provenant de la vaporisation d'insecticides en Afrique occidentale, 4 500 km à l'est. On ignore combien de ces substances sont amenées par l'atmosphère aux océans, mais tout semble indiquer que ce serait considérable. Dans le nord-ouest de l'Atlantique, on suppose que les PCB proviendraient surtout de l'atmosphère.¹⁴ À partir d'études des résidus de DDT dans l'eau de pluie et autres échantillons prélevés au Nouveau-Brunswick, Pierce et coll.¹⁵ ont conclu qu'environ un quart du DDT vaporisé au-dessus du Nouveau-Brunswick en 1968 était transporté jusqu'au golfe du Saint-Laurent par l'atmosphère.

On trouvera ailleurs de plus amples renseignements sur la provenance et le transport des organochlorés.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Deardorff, J.W. 1975. Mixing through the boundary layer. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants to the Ocean. Miami, Fla., U.S.A.
2. Machta, L. 1975. A computer program for estimating pollutant transfer from air to sea. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants from the Continents to the Oceans. Miami, Fla., U.S.A.

3. Meserve, J.M. 1974. U.S. Navy Marine Climactic Atlas of the World. Vol. 1. North Atlantic Ocean (revised ed.). Naval Suc. detachment, Ashville, N. Carolina.
4. Hicks, B.B. 1975. Some notes regarding the air/sea exchange of pollutants. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants from the Continents to the Oceans. Miami, Fla., U.S.A.
5. Kraus, E.B. 1972. Atmosphere - ocean interaction. Clarendon Press, Oxford.
6. Jones, E.P. 1979. An overview of long range transport of air pollutants and the oceans. Proceedings of a Workshop on Long Range Transport of Air Pollution and Its Impacts on the Atlantic Region. Dartmouth, Nova Scotia, October 17-18, 1979.
7. Chester, R. 1975. Arsenic and Selenium. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants to the Ocean. Miami, Fla., U.S.A.
8. Duce, R.A. 1975. Atmospheric vanadium transport to the ocean. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants to the Ocean. Miami, Fla., U.S.A.
9. Patterson, C.C. 1975. Transport of industrial lead to the seas. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants to the Ocean. Miami, Fla., U.S.A.
10. Goldberg, E. 1975. Atmospheric transport of mercury from the continents to the oceans. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants from the Continents to the Oceans. Miami, Fla., U.S.A.
11. Peirson, P.H. 1975. Cadmium. A Workshop on the Tropospheric Transport of Pollutants from the Continents to the Oceans. Miami, Fla., U.S.A.
12. Bidleman, T.F. and C.E. Olney. 1974. Chlorinated Hydrocarbons in the Sargasso Sea atmosphere and surface water. Science 183: 526-528.
13. Seba, D.B. and J.M. Prospero. 1971. Pesticides in the lower atmosphere of the northern equatorial Atlantic Ocean. Atmospheric Environment, Vol. 5: 1043-1050.
14. Ware, D.M. and R.F. Addison. 1973. PCB residues in plankton from the Gulf of St. Lawrence. Nature, 246: 219-251.
15. Pearce, P.A., L.M. Reynolds and D.B. Peakall. 1978. DDT residues in rainwater in New Brunswick and estimate of aerial transport of DDT into the Gulf of St. Lawrence, 1967-68. Pest. Monit. J. 11(4): 199-204.

LA RADIOACTIVITE EN MILIEU MARIN

J.N. Smith*

INTRODUCTION

Les premiers déversements importants de substances radioactives en milieu marin eurent lieu à la centrale atomique de Hanford qui répandit des déchets radioactifs dans le fleuve Columbia, en 1944, contaminant ainsi l'océan Pacifique. A l'échelle mondiale, cette forme de pollution fit son apparition en 1946, lors de l'explosion de deux bombes atomiques à l'atoll Bikini, dans l'océan Pacifique. Au cours des 35 années qui ont suivi, la quantité de radioactivité produite par l'homme a dépassé celle qui existait à l'état naturel dans la lithosphère avant 1942. Les radionucléides artificiels constituent le premier groupe de substances chimiques reconnues généralement comme ayant des effets perturbateurs importants d'origine humaine sur la chimie des océans. Les études ultérieures sur la radioactivité en milieu marin ont sensibilisé les chimistes océanographes à la menace que fait peser, sur les ressources océaniques, une éventuelle contamination étendue de la mer. Dans cet article, on donne un aperçu des sources et de la nature de la contamination radioactive de la partie nord-ouest de l'océan Atlantique et l'on étudie les répercussions de futurs déversements de produits radioactifs dans l'environnement.

SOURCES DE RADIOACTIVITE

Trois types de radionucléides produits artificiellement ont été introduits dans le milieu marin: 1) les combustibles nucléaires tels l'U-235 et le Pu-238; 2) les produits de fission tels le Cs-137 et le Sr-90 issus de l'utilisation des combustibles nucléaires ou des essais d'armes atomiques; et 3) les produits d'activation tels le Fe-55 et le Zn-65 issus de l'interaction de particules atomiques avec les composants des combustibles nucléaires et des armes atomiques. Les radionucléides produits artificiellement et décelés dans le milieu marin apparaissent au tableau 1. Ils comprennent des éléments qui émettent des particules alpha et bêta ainsi que des rayons gamma, de même que des radionucléides comportant une vaste gamme de périodes allant d'environ 1 jour, dans le cas du W-187, à 210 000 ans pour le Tc-99.

Il ne fait aucun doute que la contribution la plus importante au total mondial de radioactivité provient des essais d'armes atomiques menés dans l'atmosphère par les Etats-Unis et l'U.R.S.S. ainsi que, dans une moindre mesure, par le Royaume-Uni, la France, l'Inde et la République populaire de Chine. Depuis 1945, on compte environ 800 explosions atomiques pour une puissance totale d'environ 325 mégatonnes.² Une grande partie des déchets de ces explosions a tout d'abord été charriée par les processus météorologiques dans toute la stratosphère, puis s'est déposée à la surface du globe. Comme presque tous les essais atomiques ont été menés au nord de l'équateur, dont un grand nombre par l'U.R.S.S. à 75° de latitude Nord dans l'Arctique, la plupart des retombées (environ 80 %) se sont produites dans l'hémisphère nord. Le gros des retombées radioactives a eu lieu pendant les années 1950 et 1960. Depuis la cessation des essais massifs en 1963, les retombées radioactives à l'échelle mondiale ont diminué considérablement.

* Laboratoire océanographique de l'Atlantique, ministère des Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth (N.-E.)

Les réacteurs nucléaires produisent eux aussi de grandes quantités de radioactivité. A ce jour, cependant, il y a eu peu de cas de déversements importants de produits radioactifs provenant des réacteurs. Le seul réacteur canadien situé dans une zone côtière est le réacteur CANDU de 660 MW de Pointe Lepreau, dans la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick. Les répercussions environnementales liées à l'exploitation de ce réacteur qui a commencé à fonctionner en 1982 sont l'objet de rapports de surveillance environnementale émis par l'unité de surveillance de la radioactivité environnementale dans la région de l'Atlantique (Atlantic Environmental Radioactivity Unit) (AERU) de l'Institut océanographique de Bedford.

TABEAU 1 - RADIONUCLEIDES PRODUITS ARTIFICIELLEMENT DONT LA PRESENCE A ETE DECELEE EN MILIEU MARIN¹

Radionucléide	Période*	Type de désintégration**	Radionucléide	Période	Type de désintégration		
H-3	12.26	a	β-	C-14	5.76 x 10 ⁶	a	β-
Sr-89	51	j	β-	P-32	14.3	j	β-
Sr-90	28	a	β-	S-35	87.2	j	β-
Y-90	64.2	h	β-	Ca-45	165	j	β-
Y-91	59	j	β-	Sc-46	84	j	β-, γ
Nb-95	35	j	β-, γ	Cr-51	27.8	j	K, γ
Zr-95	65	j	β-, γ	Mn-54	314	j	K, γ
Mo-99	67	h	β-, γ	Fe-55	2.7	a	K
Tc-99	2.1 x 10 ⁵	a	β-	Fe-59	45	j	β-, γ
Ru-103	40	j	β-, γ	Co-57	270	j	K, γ
Ru-106	1	a	β-, γ	Co-58	71	j	K, β+, γ
Sb-125	2.7	a	β-, γ	Co-60	5.26	a	β-, γ
I-131	8.04	j	β-, γ	Zn-65	245	j	K, β+, γ
Te-132	78	h	β-, γ	As-76	26.5	h	β-, γ
Cs-137	30.2	a	β-, γ	Ag-108m	127	a	K, γ
Ba-140	12.8	j	β-, γ	Ag-110m	253	j	β-, γ
La-140	40.2	h	β-, γ	Cd-113m	43	j	β-
Ce-141	32.5	j	β-, γ	Cd-115m	43	j	β-, γ
Ce-144	285	j	β-, γ	Sb-124	60	j	β-, γ
Pm-147	2.6	a	β-	Cs-134	2.1	a	β-, γ
Eu-155	1.81	j	β-, γ	W-181	30	j	K, γ
				W-185	73	j	β-
				W-187	24	h	β-
				Bi-207	28	a	K, γ
				Np-239	2.35	j	β-, γ
				Pu-238	86	a	α
				Pu-239	2.44 x 10 ⁴	a	α
				Pu-240	6.6 x 10 ³	a	α
				Pu-241	13.2	a	β-
				Am-241	458	a	α, γ
				Cm-242	163	j	α

* a, années; j, jours et h, heures.

** β-, particule bêta; β+, positron;
 γ, rayon gamma; K, saisie des électrons;
 α, particule alpha.

Bien que peu nombreuses, les usines de retraitement du plutonium, qui extraient cet élément transurannique du combustible nucléaire utilisé, ont rejeté des quantités considérables de produits radioactifs dans les océans. Depuis le début de la décennie 1970, l'usine de retraitement de Sellafield (anciennement Windscale), située sur la côte ouest de l'Angleterre, a répandu de grandes quantités de Cs-137 dans la mer d'Irlande et une usine de retraitement française de Cap de La Hague a elle aussi déversé des quantités importantes de produits de fission et de radionucléides transuranniens dans la mer du Nord. Cependant, le plus grand danger de contamination radioactive des océans due au cycle de transformation du combustible nucléaire est le dépôt des résidus radioactifs dans la mer. On procède depuis 35 ans à l'immersion à petite échelle de résidus radioactifs à certains endroits situés dans l'Atlantique de l'Est. Plusieurs pays étudient la possibilité de se débarrasser des déchets fortement radioactifs en les incorporant dans des moules solides, résistants à la corrosion, enfermés dans des boîtes métalliques que l'on enfouirait ensuite sous la couche sédimentaire du fond de la mer, à des endroits géologiquement inactifs. Les fuites de radioactivité hors des lieux d'enfouissement, suivies d'une absorption par des organismes vivants des régions côtières, pourraient mener à l'exposition de l'homme à la radioactivité dans les pays maritimes.

La seule dissémination importante de radioactivité à l'échelle du globe, non attribuable à des essais d'armes atomiques, a été causée par la combustion accidentelle d'un satellite de navigation alimenté à l'énergie nucléaire SNAP-9A (systèmes d'énergie nucléaire auxiliaire). Cet incident s'est produit en 1964, le satellite n'ayant pas atteint sa vitesse orbitale en raison d'une panne de la fusée porteuse, peu après le lancement, et s'étant consumé à 46 kilomètres au-dessus de l'océan Indien. Dix-sept kCi de Pu-238 ont été libérés dans la stratosphère, dont 95 % se sont déposés à la surface du globe jusqu'en 1975, environ, où l'on peut facilement les mesurer dans les sédiments et les phases biologiques. En outre, des radioisotopes sont encapsulés pour être utilisés dans la production d'énergie, dans la conservation des aliments, dans la stérilisation des instruments médicaux et dans les épaisseursmètres industriels. C'est seulement en cas de rupture des contenants ou de mise au rebut et de manutention négligente de ces produits qu'il y a risque de contamination des océans.

REPARTITION DU Cs-137 ET DU Sr-90

Le gros du travail consacré à l'étude de la répartition des radionucléides artificiels dans l'océan a été axé sur la mesure du Cs-137 ($t_{1/2} = 30$ ans) et du Sr-90 ($t_{1/2} = 29$ ans), tous deux issus des essais d'armes atomiques. Les isotopes des deux radionucléides se diluent avec leurs formes stables qui montrent un comportement conservateur dans l'eau de mer, ce qui explique le vif intérêt dont ils sont l'objet en tant que traceurs pour étudier le mélange des eaux de surface, particulièrement avec les masses d'eau océaniques plus profondes. La distribution dans l'espace et dans le temps des dépôts de Sr-90 ont fait l'objet d'études particulièrement attentives à cause des effets nocifs que ces dépôts peuvent avoir sur les organismes vivants (le circuit métabolique du Sr-90 est le même que celui du calcium) et à cause de l'existence de circuits métaboliques relativement directs par lesquels il peut se rendre jusqu'à l'homme. Le Cs-137 a lui aussi fait l'objet d'une attention accrue au cours des dernières années à cause de sa forte toxicité radioactive et son utilité en tant que traceur de particules.

Le Sr-90 a tendance à suivre le cycle hydrologique en eau douce, à la différence du Cs-137 qui est fortement lié aux terres à grain fin et aux matières organiques et qui tend à suivre les circuits de transport des particules dans les systèmes d'eau douce et fluviomarine. Dans l'eau de mer, les deux radionucléides existent principalement sous forme d'ions et restent surtout en solution, bien que l'on ait des signes de déplacement préférentiel du Cs-137 vers des sédiments et des matières particulaires en suspension. La proportion de Cs-137/Sr-90 dans les retombées radioactives est demeurée relativement stable³ à environ 0,15 et les mesures à cet égard, pour un grand nombre d'échantillons d'eau océanique prélevée en zone d'eau libre dans tout l'hémisphère Nord, ne montrent pas de variations sensibles par rapport à cette valeur^{4,5}. Les profils de concentration du Cs-137 et du Sr-90 mesurés au large de Terre-Neuve en 1972 sont caractéristiques des profils mesurés dans les eaux de l'Atlantique Nord; on constate des activités de désintégration intensives⁶ de l'ordre de 7,4 mBq/L dans la couche superficielle mixte, puis une baisse rapide jusqu'à des niveaux de l'ordre de 0,17 mBq/L au-dessous de 1 000 mètres. D'après les mesures de la teneur en Cs-137 et Sr-90 faites dans le laboratoire de l'auteur à partir d'échantillons d'eau de surface recueillis dans la baie de Baffin en 1981, le rapport Cs-137/Sr-90 s'établit à 1,5. Dans les eaux littorales, ce taux s'abaisse à environ 1 en raison d'une absorption sélective du Cs-137 par les matières particulaires et donc de son extraction de la solution dans l'eau douce. Bien, des échantillons d'eau de mer recueillis dans la baie de Fundy entre 1979 et 1981 s'accompagnaient de rapports Cs-137/Sr-90 variant de 1,0 à 1,5. Le fractionnement de l'eau douce entre le Cs-137 et le Sr-90 est très évident dans leurs taux extrêmement faibles ($< 0,1$) dans les Grands lacs⁸ et dans la rivière Winnipeg ($< 0,5$) pendant les années 1970⁹.

La teneur totale en Cs-137 et en Sr-90 de l'Atlantique Nord est respectivement de $1,2 \times 10^{17}$ et $8,4 \times 10^{16}$ Bq. Les retombées radioactives directes sont le mode d'introduction principal de ces radionucléides, bien que l'écoulement continental fluvial et le transport par courants océaniques y soient pour quelque chose. Le plus grand apport par advection dans l'Atlantique Nord se produit par l'intermédiaire du courant du Groenland oriental et du courant qui traverse l'archipel canadien, avec des apports supplémentaires par le Détroit du Danemark et le seuil Islande-Ecosse. L'écoulement le plus important se fait vers la mer de Norvège. Ces données ont servi à évaluer le taux d'enfoncement moyen des eaux près de la surface vers les profondeurs de plus de 1 000 m à près de 14×10^6 m³/s au cours de la période de 1952 à 1972⁶.

Ainsi, jusqu'à dernièrement, la majeure partie de l'apport de radionucléides dans l'océan Atlantique venait probablement des retombées radioactives de la stratosphère. Au cours de la dernière décennie, cependant, les déversements de Cs-137 et, dans une moindre mesure, de Sr-90 dans l'écoulement des déchets liquides faiblement radioactifs provenant de l'usine de retraitement de la British Nuclear Fuels Limited, à Sellafield (Windscale), au bord de la mer d'Irlande, ont changé considérablement la teneur en radionucléides issus des retombées radioactives dans l'Atlantique Nord. La quantité de Sr-90 provenant de cette source jusqu'à la fin de 1979 dépasse la quantité mesurée dans l'Atlantique Nord (nord du 60° de latitude Nord) en 1972 et la quantité de Cs-137 répandue est environ six fois plus importante que celle du Cs-137 issue des retombées radioactives, mesurée dans la région^{10,11}. Il est clair que l'apport à la baisse du Cs-137 issu des retombées radioactives dans l'océan Atlantique est rapidement dépassé par l'apport à la hausse de cet élément provenant de l'usine de Sellafield. Si la tendance se maintient, la répartition du Cs-137 dans l'Atlantique Nord, au cours de la dernière partie du XX^e siècle, peut dépendre des déversements de l'usine de Sellafield.

Les effluents de Sellafield charrient également des "indicateurs de temps écoulé" que l'on peut utiliser pour déterminer le temps de transport des masses d'eau. Ces indicateurs sont des paires d'isotopes ayant des périodes radioactives de durée différente, comme le Cs-134 et le Cs-137. Des changements abrupts dans les sources ou dans les taux de radionucléides spécifiques comme le Cs-137 et le Sr-90 fournissent également des renseignements temporels sur la circulation des eaux. A partir de son point de déversement, le gros de ce courant d'effluents va vers le nord, le long de la côte écossaise, puis traverse rapidement la mer du Nord et rejoint le courant côtier de la Norvège en direction du nord. Les effluents de Windscale peuvent donc être vus comme un jet continu de radionucléides traceurs déversés dans la mer de Norvège, la mer du Groenland et la mer de Barents, avec pénétration probable dans l'océan Arctique et dans l'Atlantique Nord à haute latitude. Les mesures récentes de Livingston *et al.*¹², à la station glaciaire LOREX située près du pôle Nord, révèlent que l'on trouve de l'eau de mer contenant du Cs-137 en provenance de Sellafield à une profondeur marine de 1 500 m et que ce Cs-137 a atteint cet endroit en moins de 8 à 10 ans, semble-t-il. Les mesures prises dans le laboratoire de l'auteur à partir d'échantillons d'eau recueillis en 1981 à la station glaciaire FRAM III, au nord-est du Groenland, dans l'océan Arctique, semblent confirmer la présence de Cs-137 en provenance de Sellafield à une profondeur marine de 1 500 mètres. Il est clair que les propriétés et l'importance des déversements de radionucléides de Sellafield font de ces radionucléides des produits prometteurs en tant que traceurs géochimiques et océanographiques pour l'étude des processus relatifs aux océans Arctique et Atlantique Nord, pendant la prochaine décennie.

Le Cs-137 est aussi un précieux traceur pour le processus de transport des particules dans plusieurs milieux différents des eaux côtières et fluviomarines canadiennes. Les mesures de la répartition du Cs-137 ainsi que d'autres traceurs particuliers tels que le Pb-210 ont servi à évaluer les taux de sédimentation et la géochronologie sédimentaire dans la baie de Fundy^{7,13} et dans le fjord du Saguenay, au Québec¹⁴. L'apport exceptionnellement bien décomposé et dépendant du temps, que constitue le Cs-137 dans les sédiments du fjord du Saguenay, a fourni la base d'un modèle de bassin de drainage pour ce système qui peut servir à évaluer la période de séjour dans le sol des produits chimiques en provenance de l'atmosphère¹⁵. On a également mesuré la répartition du Cs-137 dans les sédiments de la pente continentale au large de Terre-Neuve, où la pénétration de ce radionucléide est observée à des profondeurs de 6 à 10 cm dans la couche sédimentaire, suite au phénomène de la bioturbation¹⁶.

PRODUITS DE FISSION ET D'ACTIVATION

On a décelé un certain nombre de produits de fission autres que le Sr-90 et le Cs-137 dans le milieu marin. Sugihara et Bowen¹⁷ ont décrit les répartitions des nucléides du lanthanide dotés de périodes radioactives modérées, le Ce-144 et le Pm-147, dans différentes zones de l'océan Atlantique. La diminution de ces radionucléides dans les eaux de surface est probablement due à l'enfoncement des particules auxquelles ils sont associés. Après l'explosion d'armes atomiques, on a mesuré la présence des nucléides à période radioactive plus courte tels le Ru-103, le Ce-144, le Ce-141, le Zr-95 et le Nb-95 dans les eaux océaniques recevant les retombées nucléaires à longue portée¹⁸. L'accumulation rapide d'un grand nombre de ces radionucléides dans les sédiments côtiers est imputable à une fixation active par la matière particulaire, qui mène au fractionnement de ces éléments l'un de l'autre et par rapport aux traceurs stables tels que le Sr-90.

On a mesuré d'une manière assez approfondie les concentrations de Fe-55, produit d'activation des neutrons, dans les tissus des poissons. On a pu constater l'existence d'activités spécifiques relativement élevées (taux des nucléides radioactifs par rapport à la concentration en nucléides stables) dans ces tissus, ce qui témoigne probablement de faibles concentrations de fer stable biologiquement assimilable dans les eaux de surface et de l'absorption comparativement plus rapide de l'élément radioactif qui vient de s'y introduire. Une grande partie des retombées radioactives totales de Fe-55 est issue des explosions de 1961-1962. Depuis lors, on a noté des variations marquées dans les concentrations de Fe-55 dans les tissus des poissons, ces variations étant fonction du moment de l'analyse, de la latitude ainsi que des habitudes alimentaires des sujets étudiés. De 1967 à 1969, on nota un lien étroit entre le degré de latitude et le niveau de concentration observé dans les tissus de la morue de l'Atlantique Nord, et on constatait une activité spécifique maximale de 8,2 Bq/mg Fe, comparativement à une valeur maximale de $1,1 \times 10^3$ Bq/mg Fe pour le saumon du Pacifique en 1964. Les concentrations observées à la fin de 1965 dans les tissus du thon et du saumon étaient d'environ deux ordres de grandeur supérieurs à celles constatées après les séries précédentes d'essais atomiques^{19,20}. Les mesures de la teneur en Fe-55 de l'eau de mer et des sédiments de l'océan Atlantique ont permis d'estimer à dix ans le temps de séjour du fer dans les eaux océaniques libres²¹. Cependant, l'utilité de ce traceur pendant les années 1980 sera considérablement réduite du fait de sa courte période de radioactivité et de l'absence d'un apport récent dans les océans.

CARBONE-14 ET TRITIUM

Le carbone-14 (C-14) et le tritium (H-3) sont deux radionucléides artificiels qui ont des homologues naturels produits lors de la fragmentation des gaz atmosphériques par le rayonnement cosmique. On peut se servir de la répartition de ces deux traceurs radioactifs dans les océans du globe pour distinguer les temps des phénomènes de transport et de mélange des masses d'eau. Contrairement à la plupart des autres radionucléides des retombées radioactives, qui sont au moins partiellement associés aux macroparticules, le C-14 et le tritium suivent les circuits métaboliques généraux du carbone et de l'eau respectivement. L'apport mondial de C-14 a été constant au cours des derniers millénaires, ce qui entraîne une désintégration radioactive importante du C-14 ($t_{1/2} = 5\,730$ ans), dans les éléments constitutifs des océans en eau profonde, en raison de la lenteur de la circulation abyssale. Les niveaux de C-14 dans les eaux de surface des océans ont été légèrement abaissés par l'addition de CO₂ provenant des apports de combustibles fossiles, au cours du XX^e siècle, mais cet effet a été récemment annulé par l'addition de radiocarbone provenant des essais d'armes atomiques, pendant les années 1950 et 1960. Ainsi, a-t-on assisté à l'apparition d'un élément transitoire fort de C-14 anthropogénique, dans les eaux océaniques de surface, qu'on a utilisé pour établir le taux d'échange entre les eaux de surface et les réservoirs océaniques en eau profonde^{22,23}.

Contrairement au C-14, les niveaux de tritium dans les océans étaient peu élevés, avant l'ère atomique. La teneur en tritium (presque exclusivement sous forme d'eau tritiée) a centuplé, suite aux essais d'armes atomiques des années 1962 et 1963. Avec une période radioactive de 12,26 ans, l'élément transitoire de tritium dans les eaux de surface et les eaux "plus jeunes" des océans constitue un instrument efficace pour l'étude dynamique des processus de circulation dans les océans sur des périodes d'un demi-siècle.

On a mesuré certains profils de H-3 dans l'océan Atlantique, au large des côtes canadiennes²⁴. Les données recueillies montrent clairement un courant d'eau tritiée qui permet de suivre la trajectoire des eaux profondes de formation récente à partir de leur origine dans les mers de Norvège et du Groenland et leur déplacement ultérieur vers le détroit de Danemark et les profondeurs de l'océan Atlantique²⁵.

Les échantillons d'eau de mer de surface recueillis en 1954 en eau libre, dans l'océan Atlantique, affichaient des teneurs en tritium aussi élevées que 0,43 Bq/L. Plus près de la côte nord-américaine, les niveaux d'activité du tritium des échantillons recueillis à seulement 80 km au sud-est de Halifax (Nouvelle-Ecosse) étaient de 0,55 Bq/L à 3,88 Bq/L. Les concentrations en tritium observées dans les eaux de surface de l'Atlantique Nord ont atteint un sommet en 1964-1965 pour ensuite diminuer d'un facteur de plus de cinq²⁷. Entre 1963 et 1967, le niveau d'activité du tritium dans les eaux côtières de l'Atlantique²⁸ s'est situé entre 3,4 Bq/L et 47,8 Bq/L. Les activités accrues du tritium dans les régions côtières sont imputables tant à de plus faibles coefficients de dilution par la vapeur d'eau océanique qu'à une plus forte activité de réévaporation de l'humidité continentale. Les niveaux de tritium du début des années 1970 s'établissaient à environ 1 Bq/L dans les eaux de surface de l'océan Atlantique, au large de Terre-Neuve. Les concentrations de tritium dans la baie de Fundy, en 1979-1980²⁹, se situaient entre 1 Bq/L et 2 Bq/L.

L'apport de tritium dans l'Atlantique Nord par voie d'échange de vapeur air-mer est environ quatre fois plus élevé que l'apport par les précipitations directes. L'écoulement fluvial et le débit troposphérique net des continents peuvent contribuer dans une mesure de 10 % à 15 % respectivement à l'accumulation de tritium dans les océans³⁰. Sur les 400 kg de tritium, environ, qui furent injectés dans l'atmosphère du globe à la suite des essais d'armes atomiques dans les années 1960, environ la moitié s'est désintégrée jusqu'en 1972 et moins de 5 kg sont encore dans l'atmosphère. Le reste s'est déposé dans les nappes phréatiques et dans les océans, 59 kg environ s'étant accumulés dans le Pacifique Nord et 66 kg, dans l'Atlantique Nord. Comme la superficie du Pacifique Nord est supérieure à celle de l'Atlantique Nord par un facteur de 2, les quantités presque équivalentes de tritium accumulé peuvent surprendre. L'écart observé vient principalement de différences dans le volume d'évaporation et de précipitations des deux océans, du fait de la moindre extension vers le nord de l'océan Pacifique et de différences dans l'apport par écoulement continental, apport environ trois fois plus abondant pour l'Atlantique Nord^{29,31,32}.

PLUTONIUM

Environ 15 000 GBq de Pu-239, 240 ont été rejetés dans l'atmosphère à la suite des essais massifs d'armes thermonucléaires qui ont eu lieu dans les années 1950 et 1960³³. La majeure partie du plutonium qui s'est déposé dans l'eau de mer s'associe rapidement à la matière particulaire et dans les eaux peu profondes, plus de 95 % du plutonium se retrouve dans les sédiments. Les valeurs de répartition, K_d (activité par gramme de sédiment, activité par ml d'eau)³⁴, peuvent aller de 10^4 à 5×10^5 . Même les valeurs supérieures de K_d (environ 10^6 dans la baie de Fundy en 1980)³⁵ mesurent généralement la répartition de plutonium entre l'eau de mer et la matière particulaire en suspension; ces mesures sont caractéristiques des régions côtières. Le comportement du plutonium et d'autres éléments transuraniens est rendu plus complexe par le fait qu'on les trouve à plusieurs états d'oxydation différents.

Dans les eaux de la mer d'Irlande, le plutonium apparaît surtout à l'état d'oxydation Pu (V et VI), tandis que dans les eaux interstitielles des sédiments sous-jacents, on le trouve surtout à l'état Pu (III et IV)³⁶. L'annexion du plutonium par les sédiments est un phénomène d'oxydoréduction autant que d'adsorption. L'adsorption du plutonium à la surface des particules est réversible³⁴ et conforme à l'hypothèse de Goldberg suivant laquelle la division dans l'océan des éléments-traces tels que le plutonium est régie par un processus d'équilibre de la répartition.

Dans les eaux de surface des océans Atlantique³⁸ et Pacifique³⁹, la quantité de plutonium a baissé par rapport à celle des traceurs habituels, le C-137 et le Sr-90. Ainsi, les résultats des recherches montrent que la période de séjour du plutonium dans la colonne d'eau est considérablement plus brève que celle du Cs-137 et du Sr-90 et que la diminution du plutonium dans les eaux de surface est attribuable au dépôt de particules dans la colonne d'eau. Cependant, une valeur maximale stable et inhabituelle a été observée dans le rapport Pu-239, 240/Sr-90, entre 400 m et 700 m de profondeur dans les océans Atlantique et Pacifique⁵. Cette donnée laisse penser que le plutonium est annexé par les surfaces des particules qui se trouvent normalement dans ces eaux, particules qui s'agrègent à de gros grains de matières fécales; ces particules se dissolvent graduellement à mesure qu'elles descendent dans la colonne d'eau. La valeur maximale de la concentration de plutonium pourrait provenir de la réoxydation du Pu(IV) en Pu(V) à mesure que les particules qui se déposent se minéralisent à nouveau. Résultat: le plutonium, à nouveau libre dans la colonne d'eau des profondeurs, ne trouve plus de quantités suffisantes de particules aux surfaces desquelles adhérer convenablement et, par la suite, la nouvelle répartition du plutonium est régie par les mêmes processus de diffusion et d'advection qui sont responsables de la répartition du Cs-137 et du Sr-90.

Le plutonium est donc un traceur utile pour étudier la sédimentation et la nouvelle répartition des sédiments par la bioturbation. La répartition détaillée du Pu-239, 240 liée au temps, dans les sédiments du fjord du Saguenay, au Québec, a mené à des estimations du temps de séjour du plutonium issu des retombées radioactives, dans la colonne d'eau du fjord et dans les sols du bassin de drainage¹⁵. On a également mesuré le pu-239, 240 dans les sédiments de la baie de Fundy où les rapports Pu-239, 240/Cs-137 concordent avec les rapports prévus pour un milieu marin touché par la bioturbation. A partir de leurs relevés du rapport Pu-239, 240/Cs-137 dans les sédiments de la pente continentale de l'Atlantique Nord-Ouest, Livingston et Bowen⁴⁰ ont soutenu que le plutonium était à nouveau rendu disponible dans les sédiments et se redéposait dans la colonne d'eau. Si l'hypothèse est juste, il s'ensuit des conclusions importantes en matière d'environnement, notamment pour l'enfouissement dans le sous-sol océanique, des déchets radioactifs contenant des radionucléides transuraniens à longue période. Edgington³⁴ a soutenu que les résultats des recherches de Livingston et Bowen pouvaient s'expliquer plus simplement par une conjonction de la bioturbation et de la diffusion préférentielle du Cs-137 par rapport au plutonium, et que la remise en disponibilité du plutonium se dissociant des sédiments pouvait être de faible importance. Il est cependant clair qu'il se produit une certaine remise en disponibilité du plutonium, peut-être promue par le passage du Pu de l'état d'oxydation IV à l'état d'oxydation V et qu'une réapparition importante de plutonium se dégageant des sédiments pour se déposer dans la colonne d'eau peut survenir dans certains milieux, comme l'ont montré Noshkin et Wong⁴¹ à Enewetak, dans l'océan Pacifique. Il reste à déterminer avec quelle fréquence ce phénomène survient.

L'annexion du plutonium par les tissus d'organismes vivants est un facteur important dans l'évaluation du risque que le plutonium, élément hautement toxique à période prolongée, entre dans la chaîne alimentaire où il peut se rendre jusqu'à l'homme. Les organismes marins contiennent sensiblement plus de plutonium que l'eau de mer. Les facteurs de concentration biologique, exprimés sous forme de taux d'activité du plutonium par masse unitaire d'un organisme vivant (poids humide), comparativement à la concentration dans la même masse unitaire d'eau de mer, vont de 1 à 2×10^4 chez les invertébrés marins de l'Atlantique Nord. L'un des collecteurs les plus efficaces de plutonium est l'algue marine sargasse et le taux actuel de Pu-139, 240 dans les tissus de cette algue, dans la mer des Sargasses, s'établit à environ $7,4 \times 10^9$ Bq.

On trouve des concentrations de plutonium élevées dans des organismes comme les vers marins qui se nourrissent de particules sédimentaires, les sédiments de surface ayant généralement des concentrations de plutonium plus élevées que les eaux qui les couvrent. La moule bleue Mytilus edulis est un fixateur de plutonium particulièrement efficace dont on s'est beaucoup servi comme indicateur biologique pour les radionucléides et les métaux à l'état de trace⁴².

Lorsque le réacteur du satellite SNAP-9A s'est consumé dans la stratosphère, il a dégagé assez de Pu-238 pour faire tripler la quantité disponible de ce radionucléide à l'échelle du globe, radionucléide produit seulement en faibles quantités lors des essais d'armes atomiques. Depuis 1964, le Pu-238 provenant du SNAP-9A a été un traceur précieux tant pour étudier l'échange de masses d'air stratosphériques entre les hémisphères Nord et Sud que pour étudier le temps de séjour des particules dans la haute atmosphère. Dans les eaux canadiennes, on s'est servi des relevés de Pu-238 pour établir des périodes de référence stratigraphiques dans les sédiments estuariens du fjord du Saguenay, au Québec¹⁵. Le fait qu'un seul réacteur SNAP-9A se consumant dans la haute atmosphère ait provoqué la dissémination d'un traceur radioactif mesurable dans toute la lithosphère terrestre met en évidence d'une manière dramatique la sensibilité de l'environnement aux perturbations chimiques causées par l'homme.

Par comparaison aux relevés faits pour le plutonium, il y a eu peu de relevés de la teneur en américium ou en d'autres radionucléides transuraniens dans la colonne d'eau ou dans les sédiments en suspension. Les coefficients de répartition (K_d) de l'américium et du curium sont de l'ordre de 2×10^6 , mais celui du curium peut être de 25 % moins élevé, environ, que celui de l'américium⁴³. Livingston et Bowen⁴⁴ ont montré qu'il y a, dans l'océan Atlantique, une augmentation importante du rapport Am-241/Pu-239, 240 au-dessous de 1 000 m, dans la colonne d'eau. Ces résultats, conjugués avec les valeurs élevées de ce rapport constatées dans les systèmes d'eau douce, laissent penser que l'américium pourrait s'associer de façon préférentielle aux matières particulaires, conclusion étayée par les résultats des travaux de Koide et al.⁴⁵ qui montrent des rapports Am-241/Pu-239, 240 passant de 0,5 à 3,2 dans les phases particulières des échantillons d'eau recueillis dans les régions côtières de la Californie.

Livingston et Bowen⁴⁴ ont remarqué que les fucus et les sargasses ne recueillaient par l'américium alors que d'autres algues marines et certains invertébrés ne montraient aucune préférence dans l'accumulation des éléments. La recherche menée par le U.S. Mussel Watch a procédé à l'analyse des isotopes de plutonium et d'américium dans les tissus mous des bivalves recueillis dans la zone côtière des E.-U.⁴⁶. Les rapports de Am-241/Pu-239 relevés dans les moules Mytilus edulis de la côte est étaient d'environ 2,5 à 3,1 tandis que les rapports mesurés chez une espèce différente de moule, la Mytilus californianus

de la côte ouest étaient d'environ 0,2 à 0,3. La question que l'on doit se poser est celle-ci: ces résultats reflètent-ils des différences dans les aptitudes de concentration biologique de ces espèces, ou bien reflètent-ils des différences dans la disponibilité de l'américium et du plutonium sur les côtes est et ouest?

SERIE DE DESINTEGRATION DE L'URANIUM ET DU THORIUM

Sans être des polluants, les membres de la série de désintégration du thorium et de l'uranium sont précieux comme traceurs géochimiques dans les océans et ils peuvent servir à établir les circuits de transport et les mécanismes régissant la répartition océanique des métaux anthropogéniques à l'état de trace et des radionucléides.

Les relevés récents de la répartition du thorium dans les profondeurs des océans indiquent qu'un échange réversible se produit entre la phase de dissolution et la phase particulaire, dans toute la colonne d'eau. Les mouvements d'adsorption et de désorption, évalués en mesurant plusieurs isotopes de thorium dans le même échantillon, indiquent que le temps de réaction de cet élément avec les particules est court (de l'ordre de quelques mois), contrairement au temps de séjour de la matière en suspension dans les profondeurs océaniques (plusieurs années). Ceci suppose que les particules en suspension dans les profondeurs sont près de l'équilibre en ce qui concerne l'échange de métaux sur leurs surfaces^{47,48}. Les isotopes Th-230, Th-232 et Pa-231 ont été largement utilisés dans la détermination des taux de sédimentation en milieu pélagique. On peut se servir des mesures des rapports de Th-230/Th-232 et de Pa-231/Th-230 pour apprécier la géochronologie des sédiments sur une période de l'ordre de 4×10^5 ans. Le Th-234 a lui aussi des applications intéressantes dans l'étude de la dynamique des sédiments et l'évaluation de cet élément dans les sédiments superficiels a servi à mesurer le rythme des phénomènes de bioturbation très rapides qui surviennent dans les milieux biologiquement productifs⁴⁹.

La plupart des recherches auxquelles on a procédé concernant le radium, dans l'eau de mer, ont été axées sur le Ra-226, isotope dont la période est la plus longue. Dans la plupart des régions océaniques, on note une augmentation marquée de la concentration de Ra-226 à mesure que l'on approche du fond de la mer, gradient maintenu par le dégagement de Ra-226 issu des eaux interstitielles des sédiments dans la masse d'eau qui les recouvre. Cette introduction d'un traceur radioactif ($t_{1/2} = 1\ 620$ ans) au fond de la mer a été utilisée pour déterminer les taux de mélange des masses d'eau et pour déterminer l'importance des mécanismes de transfert des particules dans les profondeurs océaniques.

Des travaux récents ont porté sur le Ra-228, radionucléide introduit dans les eaux océaniques de surface, suite à son dégagement des sédiments de la pente continentale et du plateau côtier. Il s'agit d'un traceur très utile pour calculer les coefficients de diffusion turbulente verticale et pour étudier le mécanisme du transport horizontal⁵². On a utilisé les relevés récents des rapports de Ra-228/Ra-226 dans les eaux de la mer de Norvège, de la mer du Labrador, de la mer du Groenland et de la baie de Baffin pour déterminer les taux de mélange horizontal et vertical dans ces régions⁵³. Les gradients de concentration élevés du radon-222 ($t_{1/2} = 3,6$ jours), dérivé à courte période du Ra-226, sont obtenus tant au fond de la mer qu'à la surface de l'eau, suite à des processus d'échange en zones limitrophes. Les calculs relatifs à la déficience du Rn-222 dans les eaux de surface a mené à des évaluations des coefficients de diffusion turbulente verticale et à des évaluations du taux d'échange des gaz dans la zone limitrophe océan-atmosphère.

Parce qu'ils ont des périodes appropriées et que leurs taux d'approvisionnement dans les océans ont été mesurés avec exactitude, le Pb-210 ($t_{1/2} = 22,3$ ans) et le Po-210 ($t_{1/2} = 138$ jours) sont devenus de plus en plus importants comme traceurs géochimiques marins. Les deux radionucléides ont des temps de séjour courts dans les couches superficielles biologiquement productives des océans. Le Pb-210 et le Po-210 sont surtout présents en phase dissoute et leur temps de séjour, d'environ 0,5 an dans la couche superficielle des océans, caractérise probablement leur transfert de la phase dissoute à la phase particulaire⁵⁵. Ces radionucléides semblent être éliminés rapidement par l'activité biologique, mais on n'en a pas encore trouvé le mécanisme exact. Les profils de ces radionucléides en phases dissoute et particulaire dans la mer du Labrador, au large de Terre-Neuve, sont semblables à ceux qui ont été évalués dans d'autres parties de l'océan Atlantique⁵⁶. En eau profonde, le Po-210 dissous s'appauvrit systématiquement et le Po-210 particulaire s'enrichit, ce qui indique une association rapide avec les particules, après création de l'élément à partir de son ancêtre, le Pb-210. Le Pb-210 dissous perd peu à peu l'état d'équilibre séculaire qu'il connaissait avec le Ra-226, à mesure qu'il approche du fond de la mer. On croit que cette diminution du Pb-210, observée en eau profonde dans toutes les parties de l'océan Atlantique⁵⁷, s'explique par l'adsorption de cet élément sur des particules qui s'enfoncent dans la colonne d'eau, et par un processus moins bien défini de fixation dans la zone limitrophe, processus qui comporte l'adhésion directe du Pb-210 à la surface des sédiments. L'enlèvement du Pb-210 des profondeurs océaniques se fait dans le cadre d'une échelle de temps comparable à sa période de 22 ans.

Le Pb-210 est donc un excellent traceur de particules pour déterminer les vitesses de sédimentation dans les milieux littoraux. La diminution du Pb-210, à mesure que l'on pénètre dans les couches sédimentaires, peut servir à établir la géochronologie des sédiments et la chronologie des introductions de métaux à l'état de trace et de polluants dans les sédiments estuariens et côtiers, au cours des XIX^e et XX^e siècles. Par exemple, Smith et Loring⁵⁸ ont pu préciser la source de pollution par le mercure du fjord du Saguenay, au Québec, en analysant la teneur en Hg d'une série de carottes de sédiments que l'on a datés au moyen du Pb-210. Ces travaux ont révélé que la principale source de pollution par le mercure dans la région du Saguenay était une usine de chlore et de soude caustique qui a commencé à être exploitée en 1947-1948 et qui a créé un seuil marqué de mercure dans les sédiments de cette époque. La répartition du Pb-210 sédimentaire peut également offrir un compte rendu explicite des glissements de terrain, des tempêtes et des apports de matières par charriage, pendant les périodes de fort débit fluvial¹⁵. Les mesures de la répartition du Pb-210 dans les zones de la pente continentale à faible sédimentation au large de Terre-Neuve, ont servi à déterminer les taux de mélange des sédiments par la bioturbation¹⁶; des mesures analogues, dans les sédiments à grains fins de la baie de Fundy, ont servi à déterminer les régions où il y avait retour en suspension des sédiments.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Preston, R. 1972. Artificial radioactivity in freshwater and estuarine systems. Proc., Roy. Soc. (London), 180B: 421-436.
2. Carter, M.W. and A.A. Moghissi. 1977. Three decades of nuclear testing. Health Phys., 33: 55-71.
3. Harley, N., I. Fissene, L.D. Ong and J.H. Harley. 1965. Fission yield and fission product decay. U.S.A.E.C. Health Safety Lab. Fallout Program, Quart. Summer Rep. Has1 - 164: 251-260.
4. Bowen, V.T., V.E. Noshkin, H.L. Volchok, H.D. Livingston and K.M. Wong. 1974. Cesium 137 to strontium 90 ratios in the Atlantic Ocean, 1966 through 1972. Limnology and Oceanography, 19: 670-681.
5. Bowen, V.T., V.E. Noshkin, H.D. Livingston and H.L. Volchok. 1980. Fallout radionuclides in the Pacific Ocean: vertical and horizontal distributions, largely from GEOSECS stations. Earth Planet. Sci. Lett., 49: 411-434.
6. Kupferman, S.L., H.D. Livingston and V.T. Bowen. 1979. A mass balance for Cs-137 and Sr-90 in the North Atlantic Ocean. J. Marine Res., 37: 157-199.
7. Smith, J.N., K. Ellis and F.J. Bishop. 1981. Pre-operational environmental monitoring report for the Point Lepreau, N.B., nuclear generating stations - 1980. Bedford Institute of Oceanography Report Series, BI-R-81-10, 111 p.
8. Alberts, J.J. and M.A. Wahlgren. 1981. Concentrations of Pu-239/240, Cs-137 and Sr-90 in the waters of the Laurentian Great Lakes. Comparison of 1973 and 1976 values. Environ. Sci. Tech., 15: 94-98.
9. Brunskill, G. Department of Fisheries and Oceans. Freshwater Institute, Winnipeg, Man. Personal communication.
10. Livingston, H.D., V.T. Bowen and S.L. Kupferman. 1982(a). Radionuclides from Windscale discharges I: nonequilibrium tracer experiments in high latitude oceanography. J. Mar. Res., 40: 253-272.
11. Livingston, H.D., V.T. Bowen and S.L. Kupferman. 1982(b). Radionuclides from Windscale discharges II: their dispersion in Scottish and Norwegian coastal circulation. J. Mar. Res. 40: 1227-1258.
12. Livingston, H.D., S.L. Kupferman, V.T. Bowen and R.M. Moore. 1984. Vertical profile of artificial radionuclide concentrations in the central Arctic Ocean. Geochim. Cosmochim. Acta, in press.
13. Smith, J.N., K. Ellis and F.J. Bishop. 1982. Pre-operational environmental monitoring report for the Point Lepreau, N.B., nuclear generating station - 1981. Can. Tech. Rep. Hydrog. Ocean Sci. No. 4, 200p.
14. Smith, J.N. and A. Walton. 1980. Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Saguenay Fjord using the Pb-210 dating method. Geochim. Cosmochim. Acta., 44: 225-240.

15. Smith, J.N. and K. Ellis. 1982. Transport mechanism for Pb-210, Cs-137 and Pu fallout radionuclides through fluvial-marine systems. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 46: 941-954.
16. Smith, J.N. and C.T. Schafer. 1980. Bioturbation of surficial sediments on the continental slope, east of Newfoundland. *Marine Radioecology (Proc., 3rd NEA Seina Seminar)*, NEA/OECD, Tokyo, 1979, 225-236.
17. Sugihara, T.T. and V.T. Bowen. 1962. Radioactive rare earths from fallout for study of particle movement in the sea. In: *Radioisotopes in the Physical Sciences and Industry*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
18. Chesselet, R., D. Nordemann and C. Lalou. 1965. Etude comparative des taux de retombées radioactives maritimes et continentales. *C.R. Acad. Sci.*, 260: 2875-2878.
19. Burton, J.D. 1966. Radioactive nuclides in the marine environment. In: *Chemical Oceanography*, 2nd Ed., Riley, Skarrow (Eds), Vol. 3, 91-191.
20. Pentreath, R.J. 1977. Radionuclides in marine fish. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15: 365-460.
21. Labeyrie, L.D., H.D. Livingston and V.T. Bowen. 1976. Comparison of the distributions in marine sediments of the fallout derived nuclides Fe-55 and Pu-239/240: a new approach to the chemistry of environmental radionuclides. In: *Transuranium Nuclides in the Environment*. IAEA, Vienna, 121 p.
22. Broecker, W.S. 1979. A revised estimate for the radiocarbon age of North Atlantic deep water. *J. Geophys. Res.*, 84: 3218-3226.
23. Stuiver, M. 1980. C-14 distribution in the Atlantic Ocean. *J. Geophys. Res.*, 85: 2711-2718.
24. Ostlund, H. G., H. G. Dorsey and C.G. Rooth. 1974. GEOSECS North Atlantic radiocarbon and tritium results. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 23: 69-86.
25. Jenkins, W.J. and P.B. Rhines. 1980. Tritium in the deep North Atlantic Ocean. *Nature*, 286: 877-880.
26. Brown, R.M. and W.E. Grummitt. 1956. The determination of tritium in natural waters. *Can. J. Chem.*, 34: 220-226.
27. Dreisigacker, E. and W. Roether. 1978. Tritium and Sr-90 in North Atlantic surface water. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 38: 301-312.
28. Leventhal, J.S. and W.F. Libby. 1970. Tritium fallout in the Pacific United States. *J. Geophys. Res.*, 75: 7628-7633.
29. Ostlund, H.G. and R.A. Fine. 1979. Oceanic distribution and transport of tritium. In: *The Behaviour of Tritium in the Environment (International Atomic Energy Agency, Vienna, 1979)*, 315-336.
30. Weiss, W., W. Roether and E. Dreisigacker. 1979. Tritium in the North Atlantic Ocean: inventory, input and transfer into deep water. In: *Behaviour of Tritium in the Environment*. International Atomic Energy Agency, Vienna, 315-336.

31. Weiss, W. and W. Wolfgang Roether. 1980. The rates of tritium input to the world oceans. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 436-446.
32. Mason, A.S. and H.G. Ostlund. 1979. Atmospheric HT and HTO: vertical distribution and large scale circulation, in behaviour of tritium in the environment. *Proceedings of a Symposium, San Francisco, October 16-20, 1978, 3-16, IAEA, Vienna, 1979.*
33. Hardy, E.P., P.W. Krey and H.L. Volchok. 1973. Global inventory and distribution of fallout plutonium. *Nature*, 241: 444-445.
34. Edgington, D.N. 1981. A review of the persistence of long-lived radionuclides in the marine environment - sediment/water interactions. In: *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment. International Atomic Energy Agency, Vienna, 67-91.*
35. Nelson, D.M. Argonne National Laboratory, Illinois. Personal communication.
36. Nelson, D.M. and M.B. Lovett. 1978. Oxidation state of plutonium in the Irish Sea. *Nature*, 276: 599-601.
37. Goldberg, E.D. 1954. Chemical scavengers of the sea. *J. Geol.*, 62: 249 p.
38. Bowen, V.T., K.M. Wong and V.E. Noshkin. 1971. Plutonium-239 in and over the Atlantic Ocean. *J. Mar. Res.*, 29: 1-10.
39. Miyake, Y. and Y. Sugimura. 1976. The plutonium content of Pacific Ocean waters. In: *Transuranium Nuclides in the Environment. International Atomic Energy Agency, Vienna, 91-105.*
40. Livingston, H.D. and V.T. Bowen. 1979. Pu and Cs-137 in coastal sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 43: 29-45.
41. Noshkin, V.E. and K.M. Wong. 1980. Plutonium mobilization from sedimentary sources to solution in the marine environment. *Marine Radioecology (Proc., 3rd NEA Seminar, Tokyo, 1979), NEA/OECD, Paris.*
42. Goldberg, E.D. 1976. *The Health of the Oceans. The Unesco Press, Paris.*
43. Pentreath, R.J., D.F. Jefferies, M.B. Lovett and D.M. Nelson. 1980. The behaviour of transuranic and other long-lived radionuclides in the Irish Sea and its relevance to the deep sea disposal of radioactive wastes. *Marine Radioecology (Proc., 3rd NEA Seminar, Tokyo, 1979), NEA/OECD, Paris.*
44. Livingston, H.D. and V.T. Bowen. 1976. Americium in the marine environment - relationships to plutonium. *Environmental Toxicity of Aquatic Radionuclides - Models and Mechanisms (Miller, M.W. and Stannard, J.N., Eds.). Ann Arbor Science.*
45. Koide, M., P.W. Williams and E.D. Goldberg. 1981. Am-241/Pu-239 + 240 ratios in the marine environment. *Mar. Environ. Res.*, 5: 241-246.
46. Goldberg, E.D., V.T. Bowen, J.W. Farrington, G. Harvey, J.H. Martin, P.L. Parker, R.W. Risebrough, W. Robertson, E. Schneider and E. Gamble. 1978. The mussel watch. *Environ. Conserv.*, 5: 101-125.

47. Bacon, M.P. and R.F. Anderson. 1982. Distribution of thorium isotopes between dissolved and particulate forms in the deep sea. *J. Geophys. Res.*, 87: 2045-2056.
48. Nozaki, Y., Y. Horibe and H. Tsubota. 1981. The water column distributions of thorium isotopes in the western North Pacific. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 54: 203-216.
49. Aller, R.C. and J.K. Cochran. 1976. Th-234/U-238 disequilibrium in nearshore sediment: particle reworking and diagenetic time scales. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 29: 37-50.
50. Chung, Y., H. Craig, T.L. Ku, J. Goddard and W.S. Broecker. 1974. Radium-226 measurements from three GEOSECS intercalibration stations. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 23: 116-124.
51. Broecker, W.S., Y.H. Li and J. Cromwell. 1967. Radium-266 and Radon-222 concentrations in the Atlantic and the Pacific Oceans. *Science*, 158: 1307-1310.
52. Kaufman, A., R.M. Trier, W.S. Broecker and H.W. Feely. 1973. Distribution of Ra-228 in the world ocean. *J. Geophys. Res.*, 78: 8827-8848.
53. Moore, W.S., H.W. Feely, and Yuan-Hui Li. 1980. Radium isotopes in sub-arctic waters. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 329-340.
54. Broecker, W.S. 1965. An application of natural radon to problems in ocean circulation. Symposium on Diffusion in Oceans and Fresh Water. Lamont Geological Observatory, 1964, Palisades, N.Y., 116 p.
55. Nozaki, Y., J. Thomson and K. Turekian. 1976. The distribution of Pb-210 and Po-210 in the surface waters of the Pacific Ocean. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 32: 304-312.
56. Bacon, M.P., D.W. Spencer and P.G. Brewer. 1980. Lead-210 and polonium-210 as marine geochemical tracers: review and discussion of results from the Labrador Sea. In: *Proceed. Sympos.*, Houston, Texas, April 23-28, 1978, 473-501.
57. Bacon, M.P., D.W. Spencer and P.G. Brewer. 1976. Pb-210/Ra-226 and Po-210/Pb-210 disequilibria in seawater and suspended particulate matter. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 32: 277-296.
58. Smith, J.N. and D.H. Loring. 1981. Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Quebec. *Environ. Sci. Tech.*, 15: 944-951.

**CONSEQUENCES ET DIFFUSION DU PETROLE
ET DES PRODUITS DERIVES* DANS LA ZONE
NORD-OUEST DE L'ATLANTIQUE**

E.M. Levy**

Aucun autre polluant ne peut rivaliser avec le pétrole et ses produits de raffinage, pour ce qui est des quantités qui se retrouvent dans les océans. Evalué à 6,1 millions de tonnes annuellement¹, l'apport direct d'hydrocarbures dans les océans du globe, suite au transport maritime, à l'écoulement fluvial, à l'exploitation de gisements pétrolifères en mer, aux déchets industriels et municipaux, etc., a permis d'établir un rapport très étroit entre les niveaux de la pollution de surface se manifestant par des nappes d'huile et des particules de goudron flottantes d'une part, et les routes maritimes et trajets des pétroliers d'autre part². Comme moins de 1 % de la circulation totale des pétroliers à la surface du globe emprunte les eaux canadiennes situées entre la frontière Canada/Etats-Unis et le détroit d'Hudson et comme les eaux de surface de cette région sont dominées par les eaux non polluées du courant du Labrador orienté vers le sud, la contamination de surface de cette région se maintient à des niveaux très inférieurs à ceux que l'on observe plus au sud. Ainsi, un programme d'échantillonnage réalisé entre 1971 et 1974 a montré que le goudron flottant et l'huile fraîche étaient quasi inexistants dans l'Arctique et le courant du Labrador, sauf dans les zones en contact immédiat avec les déversements des navires ou avec l'apport émanant du suintement sous-marin naturel de pétrole^{4,5}. Les concentrations d'hydrocarbures étaient cependant beaucoup plus importantes dans le Gulf Stream et l'on a observé des valeurs atteignant 92 mg/m² dans la mer des Sargasses⁶. Pendant cette période, le niveau total de pollution par le goudron dans l'Atlantique Nord, au nord du Gulf Stream/courants de l'Atlantique Nord, était presque nul⁴, alors qu'au sud de ce système, le niveau s'établissait à 0,16 mg/m² environ. Les données recueillies par les stations météorologiques océaniques des E.-U., dans la partie nord-ouest de l'Atlantique, révélaient une tendance analogue⁷. En avril 1981, les concentrations de goudron sur les bancs de Terre-Neuve s'échelonnaient de 0, à la plupart des stations, à 85 µg/m², indiquant que les eaux de cette partie de l'Atlantique Nord-Ouest étaient encore pures, du moins en ce qui concerne la contamination des eaux de surface par le pétrole, en dépit des activités de l'industrie de la prospection pétrolière et de plusieurs déversements majeurs imputables aux pétroliers, au large de la côte est du Canada. On a cependant constaté que l'industrie de la prospection pétrolière avait des effets décelables sur la région, même si ces effets étaient minimes et très localisés. On n'a trouvé aucune trace de pétrole répandu accidentellement par le Kurdistan, en 1980, en raison de l'efficacité des systèmes de courants locaux dans l'entraînement du pétrole de surface hors de la région touchée. Les résultats d'études antérieures sur le plateau continental de Scotian, suite au déversement de l'ARROW⁹, indiquaient que le pétrole répandu par le Kurdistan allait être éliminé de la région dans les douze mois suivant le déversement, et c'est effectivement ce qui s'est produit¹⁰.

* On ne fait pas allusion, ici, aux produits de l'industrie pétrochimique, soit aux produits dérivés du pétrole à la suite de réactions chimiques autres que le cracking et l'hydrogénation telles que réalisées dans le raffinage traditionnel du pétrole brut.

** Laboratoire océanographique de l'Atlantique, Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, B.P. 1006, Dartmouth (N.-E.), B2Y 4A2

Dans le golfe du Saint-Laurent, les concentrations de pétrole flottant s'échelonnaient de 0, dans la plupart des régions, à plus de 10 mg/m² dans la zone directement touchée par l'écoulement de pétrole provenant d'une péniche naufragée.¹¹ La même étude a également signalé des déversements clandestins de résidus de produits pétroliers en provenance de navires, à proximité du détroit de Belle-Isle et de l'entrée du fleuve Saint-Laurent.

Outre les substances en phases solides et liquides discrètes qui flottent à la surface de la mer, certains composants du pétrole, en particulier ceux qui ont des structures aromatiques, ont une solubilité appréciable dans l'eau de mer et, pour cette raison, pénètrent facilement dans la colonne d'eau. A proximité d'un apport récent de pétrole au milieu marin, des concentrations de dérivés benzoïques et de composés polyaromatiques supérieures aux concentrations ambiantes sont présentes dans la colonne d'eau et on ne peut guère douter de leur origine. Il faut cependant ajouter que l'on remarque une faible contamination ambiante par ces substances, même dans les eaux et les sédiments marins de régions très éloignées de tout apport anthropogénique direct de pétrole, et l'on pense généralement que l'existence de ces faibles concentrations découle en grande partie de retombées atmosphériques de substances aromatiques, notamment d'hydrocarbures aromatiques polynucléés très variés, produits pendant la combustion à haute température de matières organiques. Ces retombées sont même si universelles qu'il n'existe à peu près plus d'endroits, jusque dans les lointaines régions arctiques, où l'on ne puisse déceler la présence de ces composés en employant des méthodes analytiques raffinées.

Comme beaucoup de ces composés sont toxiques ou ont d'autres effets nocifs sur la vie marine, leur concentration totale fournit une indication utile de la qualité du milieu marin et permet d'évaluer la limite supérieure de la contamination par le pétrole. Heureusement, il est facile de mesurer le degré de contamination du milieu marin par ces composés: il existe une méthode analytique simple et de grande précision recourant à la spectrophotométrie de fluorescence UV¹². Cette méthode permet d'analyser le grand nombre d'échantillons nécessaire pour mesurer les niveaux de concentration ambiants sur une base géographique étendue et pour repérer les zones particulièrement contaminées, suite à un apport localisé récent comme un déversement de mazout ou le suintement naturel de pétrole provenant du fond de la mer. Bien qu'elle ne permette pas de distinguer les dérivés du pétrole des autres éléments en présence, ce qui exige le recours à des méthodes d'échantillonnage et d'analyse beaucoup plus complexes et coûteuses, cette méthode permet l'évaluation des substances aromatiques importantes sur les plans environnemental et biologique. Ainsi, cette approche est préférable aux méthodes fondées sur l'analyse d'hydrocarbures aliphatiques existant en abondance en milieu marin et facilement décomposés par les processus environnementaux. C'est sur cette base que, au cours des dernières années, le personnel de notre laboratoire a exécuté un programme destiné à mesurer les niveaux de pollution ambiants des résidus pétroliers en phase dissoute/dispersée dans les eaux et les fonds superficiels, au large de la côte est du Canada et de la partie est de l'Arctique canadien (soit la concentration totale des composés aromatiques non polaires exprimée sous forme de quantité équivalente de combustible de soute de catégorie C* provenant du pétrolier ARROW).

* L'intensité d'émission de fluorescence de ce mazout à 360 NM, compte tenu de l'excitation à 310 NM, s'établit à 0,221 fois celle du chrysène assujetti aux mêmes conditions.

Dans tous les secteurs étudiés, les données contenues dans les histogrammes de répartition de la fréquence étaient très inégalement distribuées, la plupart des valeurs figurant à la partie inférieure de la gamme des concentrations et peu d'entre elles apparaissant à la partie supérieure. C'est après normalisation logarithmique des données³ que l'on peut le mieux analyser ces répartitions de valeurs et, dans la plupart des cas, les données normalisées passaient le test du khi carré quant à la pertinence et à l'exactitude, avec un pourcentage de sûreté égal à 95 %. Ainsi, les moyennes géométriques fournissent les mesures appropriées de la tendance centrale de ces ensembles de données et, comme telles, donnent une bonne évaluation du niveau de contamination ambiant dans la région visée par l'échantillonnage.* Les tableaux 1 à 4 reproduisent les données relatives aux niveaux de contamination ambiante observés dans le golfe du Saint-Laurent, sur le plateau continental de Scotian, sur les bancs de Terre-Neuve et dans la mer du Labrador.

Pour interpréter la répartition des résidus pétroliers dissous/dispersés et les changements survenus dans le golfe du Saint-Laurent, on a découpé la région en sept unités océanographiques (figure 1). En général, les valeurs des milieux de contamination ambiants (tableau 1) étaient les plus élevés dans les approches du détroit de Cabot, étaient moyennes dans le détroit de Cabot et étaient les plus faibles dans la région du centre. Cette tendance accrédite une hypothèse antérieure fondée sur des études préliminaires de la région^{11,14}, hypothèse selon laquelle la principale source de ces substances polluantes dans le golfe du Saint-Laurent serait les eaux de l'Atlantique qui pénètrent dans le golfe par le détroit de Cabot. Cette hypothèse veut également que leur diffusion dans le golfe est étroitement liée aux mouvements ultérieurs de ces eaux. Bien que les bases de données dont nous disposons soient limitées, l'échange restreint d'eaux océaniques par le détroit de Belle-Isle ne semble pas donner lieu à un apport important de substances polluantes dans le golfe.

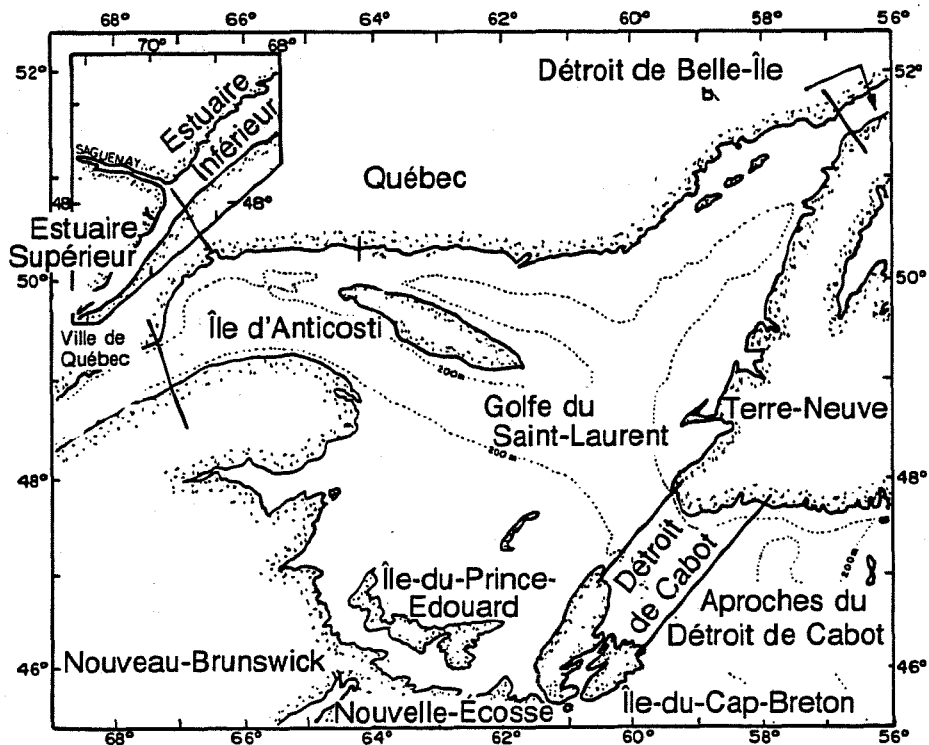


Figure 1 - La région du golfe du Saint-Laurent partagée en zones d'étude

**TABLEAU 1 - NIVEAUX DE CONTAMINATION AMBIANTS PAR LES RESIDUS PETROLIERS DISSOUS/DISPERSES
DANS LA REGION DU GOLFE DU SAINT-LAURENT
1971 à 1979 ($\mu\text{g/L}$)**

N ^o d'expédition	Approches du détroit de Cabot	Détroit de Cabot	Golfe	Estuaire inférieur	Estuaire supérieur	Saguenay	Détroit de Belle-Isle	Dates
71027	6.3 (3)*	6.0 (21)	1.6 (200)	0.95(18)	-	2.8 (15)	-	Juillet/août 1971
72017	3.0 (38)	4.6 (37)	2.9 (139)	-	2.7 (3)	3.7 (7)	2.3 (3)	Mai/juin 1972
73004	-	1.4 (33)	0.95(78)	1.3 (7)	-	-	-	Février/mars 1973
73012	2.3 (29)	1.6 (34)	1.1 (189)	1.9 (78)	-	1.5 (33)	-	Avril/mai 1973
74028	2.7 (141)	1.5 (44)	1.45(238)	1.2 (23)	-	-	1.3 (31)	Juillet/août 1974
75015	-	0.40(62)	0.42(250)	0.43(49)	-	-	-	Mai/juin 1975
76006	-	-	-	-	0.93 (85)	0.72 (64)	-	Avril 1976
79024	-	0.62 (29)	0.35 (70)	0.35(36)	1.1 (93)	-	-	Août/septembre 1979

* Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de valeurs comprises dans les moyennes géométriques.

D'autre part, des concentrations plus fortes de résidus pétroliers dissous/dispersé observées tout à fait à l'amont de l'estuaire supérieur et dans le fjord du Saguenay laissent penser qu'il pourrait y avoir un apport local appréciable de résidus pétroliers liés au débit fluvial. Cependant, cet apport est éliminé efficacement par les processus associés au mélange des eaux douce et salée; c'est pourquoi il ne constitue pas un apport majeur dans l'ensemble de la région du golfe.

Fait surprenant, les données indiquent une baisse générale des niveaux de contamination ambiants par les produits pétroliers dans toute la région, au cours de la décennie 1970. On peut penser que cette baisse a été obtenue grâce au mouvement de sensibilisation à l'environnement de la fin des années 1960 et du début des années 1970, et qui a conduit à la promulgation d'une législation interdisant le déversement dans le golfe de substances huileuses. Bien que de tels déversements continuent de se produire, des mesures de contrôle de la pollution, de surveillance et d'application de la législation dans ce domaine semblent avoir entraîné une diminution suffisante de l'apport du pétrole dans le golfe et particulièrement dans le détroit de Cabot et ses approches pour qu'il y ait eu une baisse sensible du niveau de contamination ambiant par les résidus du pétrole. Comme la période de séjour des eaux dans le golfe est estimée à moins d'un an¹⁵, toute réduction de l'apport se traduit bientôt par une baisse des niveaux de contamination ambiants. Cependant, les données disponibles ne permettent pas de déceler, sur une échelle de temps plus courte, les changements temporels dans les niveaux de contamination ambiants, par exemple les effets saisonniers possibles liés au ruissellement du printemps, aux glaces de l'hiver, etc. Les données recueillies en 1981 à une station du chenal Laurentien au sud de Terre-Neuve indiquaient que le niveau de contamination ambiant de l'eau approvisionnant le golfe s'établissait à 0,63 $\mu\text{g/L}$, ce qui correspond tout à fait aux évaluations du niveau de contamination ambiant dans le détroit de Cabot faites en 1979, lors de l'étude détaillée la plus récente dont on dispose concernant la région du golfe. Il semble donc que l'amélioration générale de la qualité de l'environnement observée pendant les années 1970 se soit maintenue.

Les données recueillies au cours de multiples études menées dans la région de Halifax, le long d'un axe de stations allant de la côte de la Nouvelle-Ecosse en passant par le plateau continental de Scotian, jusqu'en eau profonde, ont révélé elles aussi une baisse dans les niveaux de contamination ambiants par les résidus pétroliers dissous/dispersés, pendant l'exécution de ce programme de recherche (tableau 2). Suite au déversement accidentel du KURDISTAN, les concentrations de résidus pétroliers dissous/dispersés tant à la surface de la mer que dans la colonne d'eau ont augmenté très considérablement¹⁰, mais comme ce fut le cas pour le déversement de l'ARROW, les concentrations sont revenues à leur niveau antérieur en l'espace de quelques mois, une fois le déversement terminé.

Les niveaux de contamination ambiants dans les eaux des Grands bancs, en 1981 (tableau 3), étaient les niveaux les plus bas de la région au large de la côte est du Canada. Dans la partie sud des Grands bancs, on a observé des niveaux légèrement plus élevés que dans la partie nord qui est davantage dominée par le courant du Labrador et plus à l'écart de la navigation. On a constaté l'existence de niveaux un peu plus élevés dans le courant du Labrador, en 1978 (tableau 4), et encore plus élevés entre le Groenland et le Bonnet flamand, dans la mer du Labrador, au large du courant du Labrador.

**TABLEAU 2 - NIVEAUX DE CONTAMINATION AMBIANTS
PAR LES RESIDUS PETROLIERS DISSOUS/DISPERSES,
SUR LE PLATEAU CONTINENTAL DE SCOTIAN, DE 1973 A 1975**

N° d'expédition	Niveau de contamination ambiant ($\mu\text{g/L}$)	Date
73002	2.4 (30)*	Janvier 1973
73012	7.3 (10)	Avril 1973
74004	1.3 (43)	Janvier 1974
74032	3.0 (43)	Septembre 1974
75003	0.45 (33)	Janvier 1975
75026	0.35 (34)	Octobre 1975

**TABLEAU 3 - NIVEAUX DE CONTAMINATION AMBIANTS
PAR LES RESIDUS PETROLIERS DISSOUS/DISPERSES
SUR LES GRANDS BANCS (Expédition 81008)**

Région	Niveau de contamination ambiant ($\mu\text{g/L}$)	Date
Bancs, partie sud	0.23 (61)*	Avril 1981
Hibernia	0.16 (92)	Avril 1981
Région de South Tempest	0.13 (51)	Avril 1981
Données combinées	0.17 (204)	Avril 1981
Bonnet flamand	0.20 (20)	Avril 1981

**TABLEAU 4 - NIVEAUX DE CONTAMINATION AMBIANTS
PAR LES RESIDUS PETROLIERS DISSOUS/DISPERSES
DANS LA MER DU LABRADOR (Expédition 78002)**

Région	Niveau de contamination ambiant ($\mu\text{g/L}$)	Date
Mer du Labrador, partie ouest	0.91 (130)*	Février-avril 1978
Mer du Labrador, partie est	0.76 (104)	Février-avril 1978
Données combinées	0.84 (234)	Février-avril 1978

* Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de valeurs comprises dans les moyennes géométriques.

Il est évident, au vu des données présentées, qu'il existe de petites différences dans les niveaux de contamination ambiants par le pétrole à la surface de la mer et dans la colonne d'eau, dans l'Atlantique Nord au large de la côte est du Canada. Les niveaux de concentration à un moment ou à un endroit donnés sont fonction des apports de substances polluantes et des particularités océanographiques. Dans la plupart des cas, le niveau ambiant comprend des substances en provenance de sources diffuses telles que les retombées atmosphériques des produits de la combustion; à ces sources peuvent cependant s'ajouter les apports ponctuels de sources anthropogéniques. Le temps de récupération, qui est la période nécessaire pour que les concentrations reviennent à leur niveau antérieur, après l'apparition d'un élément de contamination majeur, est d'environ un an ou moins. Fait capital, cependant: les niveaux de contamination ambiants observés à travers la région sont très au-dessous de ceux que l'on sait avoir des effets néfastes aigus pour la majeure partie de la vie marine, même s'il est possible que les oiseaux de mer ne puissent tolérer une quelconque exposition au pétrole dans des conditions de stress environnemental élevé. De même, les concentrations semblent être inférieures à celles dont on a montré les effets à long terme bien que nos connaissances dans ce domaine soient très rudimentaires. Ainsi, on peut considérer que la région dans son ensemble est presque intouchée par la contamination par les résidus pétroliers.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Anon. 1975. Petroleum in the Marine Environment. National Academy of Sciences, Washington, D.C., 107 p.
2. Levy, E.M., M. Ehrhardt, D. Kohnke, E. Sobotchenko, T. Suzuki and A. Tokuhiko. 1981. Global oil pollution: results of MAPMOPP, the IGOS pilot project on marine pollution (petroleum) monitoring. Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris, 35 p.
3. Anon. 1973. International Petroleum Encyclopedia. The Petroleum Publishing Co., Tulsa, Okla., 440 p.
4. Levy, E.M. and A. Walton. 1976. High seas oil pollution: particulate petroleum residues in the North Atlantic. J. Fish. Res. Board Can., 33: 2781-2791.
5. Levy, E.M. 1981. Background levels of petroleum residues in Baffin Bay and the eastern Canadian Arctic: role of natural seepage. In: Petroleum and the Marine Environment, Graham and Trotman Ltd., p. 345-362.
6. Levy, E.M. and J.D. Moffatt. 1975. Floating petroleum residue concentrations in the North Atlantic, 1971-1974. Bedford Institute of Oceanography Data Series, BI-D-75-9, December, 1975.
7. McGowan, W.E., W.A. Saner and G.L. Hufford. 1974. Tar ball sampling in the western North Atlantic. N.B.S. Special Publication, 409: 83-84.
8. Levy, E.M. 1982. Baseline levels of volatile hydrocarbons and petroleum residues in the waters and sediments of the Grand Banks. Can. J. Fish Aquatic Sci. 40, Supplement No. 2, 22-33.
9. Levy, E.M. 1972. Evidence for the recovery of the waters off the east coast of Nova Scotia from the effects of a major oil spill. Water, Air, Soil Pollut., 1: 144-148.
10. Lawrence, D.J., E.M. Levy and MacLaren Plansearch Ltd. 1981. Directory for oceanographic data collected following the Kurdistan oil spill. BIO Data Series.
11. Levy, E.M. and A. Walton. 1973. Dispersed and particulate petroleum residues in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can., 30: 261-267.
12. Levy, E.M. 1977. Fluorescence spectrophotometry: principles and practice as related to the determination of dissolved/dispersed petroleum residues in seawater. BIO Report BI-R-77, July, 1977.
13. Aitchison, J. and J.A.C. Brown. 1969. The lognormal distribution. Cambridge University Press, London, 176 p.
14. Levy, E.M. 1971. The presence of petroleum residues off the east coast of Canada, in the Gulf of St. Lawrence and the St. Lawrence River. Water Res., 5: 723-733.
15. Trites, R. 1970. The Gulf of St. Lawrence from a pollution viewpoint. Unpublished Manuscript.

COMPOSES ORGANOHALOGENES

R.F. Addison*

Les principaux composés organohalogénés dont il sera question ici sont les organochlorés (OC), surtout le groupe DDT des insecticides et les polychloro-biphényles (PCB). Bien que d'autres insecticides du groupe OC tels le chlordane, le toxaphène et le mirex retiennent maintenant l'attention, il existe trop peu de données sur eux pour que l'on puisse en tirer des conclusions sur les tendances temporelles ou spatiales accompagnant leur répartition.

Les PCB et les DDT sont des composés purement synthétiques: ils sont fabriqués uniquement par l'homme, mais dans l'environnement, ils peuvent subir des modifications à la suite de processus naturels tels que la photolyse ou à la suite d'une dégradation enzymatique. Le DDT a été et est encore produit pour être utilisé comme insecticide à spectre étendu; ce produit manufacturé contient surtout du p,p'-DDT (2,2-bis-(p-chlorophényle)-1,1,1-trichloroéthane) avec environ 10 % de o,p'-isomère. Dans l'environnement, on trouve généralement le p,p'-DDT avec deux principaux produits de désintégration, le p,p'-DDD et le p,p'-DDE (2,2-bis(p-chlorophényle)-1,1-dichloroéthane et 2,2-bis-(p-chlorophényle)-1,1-dichloroéthylène, respectivement). Le p,p'-DDD est également un insecticide, mais le p,p'-DDE semble être un produit de désintoxication. Pour les besoins de la cause, nous allons désigner collectivement le p,p'-DDT, son o,p'-isomère et leurs métabolites par l'expression Σ DDT. On peut trouver plus de détails sur la chimie du p,p'-DDT dans différents documents de référence (par exemple celui de O'Brien¹). Il est probable que la principale utilisation du DDT dans l'est du Canada est survenue dans le cadre du programme d'arrosage des forêts du Nouveau-Brunswick: du début des années 1950 jusqu'au début des années 1960, on a vaporisé du DDT industriel dans des quantités maximales (en 1957) d'environ 6×10^6 kg annuellement². Ce chiffre équivaut à environ 10 % de la production totale de DDT aux E.-U. en 1957 ($56,6 \times 10^3$ tonnes métriques³). Une partie des Σ DDT trouvés dans l'écosystème de l'Atlantique Nord-Ouest provient sans aucun doute de cette source, par transport atmosphérique ou par l'écoulement fluvial. Evidemment, les deux modes d'acheminement peuvent également transporter des Σ DDT en provenance d'autres régions où on les a utilisés, par exemple le bassin des Grands Lacs.

Les PCB n'ont eu qu'une application industrielle locale et de faible envergure dans l'est du Canada⁴; d'autre part, ils entraient dans la fabrication d'une variété de produits de consommation dont l'utilisation était très répandue (fluides hydrauliques, papier à copier par pression) et l'élimination, non contrôlée. Pour cette raison, et aussi parce qu'ils étaient facilement transportés dans l'atmosphère à partir d'autres régions où leur utilisation pouvait être plus répandue, ils semblent être diffusés assez généralement dans l'ensemble du milieu marin de l'est du Canada.

Dans le présent chapitre, nous essaierons d'évaluer l'état de contamination de l'écosystème de l'Atlantique Nord-Ouest par les composés OC. A cette fin, nous comparerons les concentrations des résidus des OC présentes dans les échantillons prélevés dans cette région avec les concentrations constatées ailleurs; nous tenterons également de relier les niveaux des OC trouvés dans les échantillons locaux à leurs effets néfastes possibles. Cependant, il faut mentionner que les données disponibles ne nous permettent pas de tirer des conclusions fermes.

* Laboratoire d'écologie marine, Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, B.P. 1006, Dartmouth (N.-E.), B2Y 4A2

C'est seulement depuis la fin des années 1960 que l'on procède à des études sur les niveaux des composés OC dans l'écosystème de l'Atlantique Nord-Ouest. Au début, ces analyses étaient faites à partir d'échantillons de produits ou d'organismes marins prélevés plus ou moins au hasard et étaient destinées à déterminer les contaminants présents et leurs concentrations. Comme on mettait l'accent sur les produits marins destinés à la consommation humaine, l'échantillonnage se limitait aux zones productives de pêche et avait tendance à se concentrer sur les espèces présentant un intérêt commercial. C'est seulement au début des années 1970 qu'on tenta d'évaluer les tendances ou les différences dans le niveau de contamination en mesurant les niveaux des composés OC dans différents échantillons environnementaux, y compris le biote marin. A ce stade, on savait que divers processus biologiques et physiques, comme d'ailleurs les niveaux de contamination ambiants, influeraient sur les concentrations des composés OC dans le biote marin, mais l'on a rarement écarté ces facteurs de variation dans les premières études. Dernière source de difficulté dans l'évaluation des niveaux des résidus d'OC: les laboratoires ne peuvent tous assurer la même exactitude dans leurs analyses des OC (voir les travaux de Holden et Topping⁵). Résultat: il est extrêmement difficile de déceler avec exactitude les différences ténues dans les niveaux ambiants des OC, à différents endroits ou à différentes périodes. Nous ne pouvons donc que faire des évaluations plutôt générales concernant le degré de contamination par les OC dans l'Atlantique Nord-Ouest et prévoir de façon générale dans quel sens ce niveau de contamination va évoluer au cours des prochaines années.

CONCENTRATION DES ORGANOCHLORES DANS L'ATLANTIQUE NORD-OUEST

La colonne d'eau

Les composés OC sont très peu solubles dans l'eau. Dans la mer, ils sont tout de suite adsorbés par de fines matières particulaires, et ils s'en détachent difficilement^{6,7}. Comme les OC sont généralement liposolubles, ils ont aussi tendance à se concentrer dans la microcouche superficielle riche en lipides; on les retrouve habituellement dans les premières centaines de microns supérieurs⁸. En principe, l'échantillonnage et l'analyse des OC devraient tenir compte de ces deux facteurs de biais, mais, en pratique, seul le dernier facteur est éliminé, généralement par défaut, car il est difficile de prélever des échantillons dans la microcouche superficielle.

Les concentrations habituelles des Σ DDT dans les eaux de surface (excluant la microcouche) sont de l'ordre de 0,1 à 10 ng/L, environ. Les concentrations des PCB, dans le même milieu, sont environ dix fois plus importantes: environ 1 ng/L à 100 ng/litre. Les concentrations des deux groupes de résidus dans la microcouche peuvent être environ cinq fois plus élevées encore. On a publié peu d'information sur les concentrations d'OC dans la région faisant l'objet de cette étude, mais les niveaux des PCB et des Σ DDT étudiés ailleurs dans l'Atlantique Nord occidental correspondent aux ordres de grandeur donnés ici^{9,10}. Les concentrations des PCB dans les eaux de la baie St-Georges, en Nouvelle-Ecosse, correspondent également aux chiffres mentionnés¹¹.

Il est difficile d'interpréter ces résultats à cause du manque d'éléments de comparaison et parce que nous savons assez peu de chose de la façon dont les concentrations d'OC dans l'eau de mer varient, dans des conditions normales. Nous pensons que les concentrations d'OC dans l'eau de mer peuvent fluctuer rapidement, reflétant probablement des modifications à court terme dans les quantités

et les concentrations des apports atmosphériques¹². Il est donc difficile de s'avancer concernant les tendances temporelles et spatiales de la diffusion des OC dans la colonne d'eau, tant que ces facteurs de variation ne sont pas éliminés.

Sédiments marins

Il existe assez peu de données sur les concentrations d'OC dans les sédiments de l'est du Canada. En général, on s'attend à ce que les sédiments marins qui ont reçu seulement des quantités "ambiantes" de contaminants contiennent jusqu'à 50 ng/g environ de Σ DDT et autant de PCB et environ 10 ng/g d'insecticide à base de cyclodiène. Les concentrations supérieures à 100 ng/g environ de Σ DDT ou de PCB révèlent probablement l'existence d'une source quelconque de contamination à proximité, telle le déversement d'effluents urbains ou industriels, et l'augmentation des concentrations d'OC est généralement liée à une hausse des niveaux de carbone organique¹³. Les seules données publiées dans ce domaine sont celles de Cannone et Mamarbachi¹⁴ dont les travaux montrent que les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent contiennent des Σ DDT dans des proportions allant de traces jusqu'à 34 ng/gramme. Harvey et Steinhauer¹⁵ ont découvert que les concentrations d'OC dans les sédiments océaniques des zones d'eau libre, au sud de l'Atlantique Nord-Ouest, s'échelonnaient de 0,1 à 3 ng/gramme. Ainsi, les sédiments de cette région contiennent probablement des concentrations d'OC se situant dans la norme des valeurs prévues concernant le niveau ambiant de contamination.

Invertébrés

Il est devenu clair, au cours des dernières années, que les concentrations des résidus d'OC dans le biote marin, notamment, sont fonction de plusieurs facteurs biologiques tels que l'âge, le sexe, les caractéristiques de reproduction et de nutrition, ainsi que de l'importance de la contamination environnementale ambiante. Pour des raisons techniques, il est souvent difficile d'éliminer ces facteurs, dans les études effectuées sur les niveaux de résidus présents dans les invertébrés (même si l'action de ces facteurs est reconnue), ce qui rend difficile la comparaison d'échantillons prélevés à des moments et dans des endroits différents.

Des résidus d'OC variés ont été signalés dans différents échantillons de mollusques bivalves. Les niveaux des Σ DDT varient aux environs de 0,02 μ g/g de poids mouillé^{16,17,18,19}. Les concentrations de PCB dans les mollusques ont été indiquées seulement par Sims et al.¹⁹; les valeurs varient aux environs de 0,02 μ g/g, sauf pour un petit échantillon d'huîtres (0,003 μ g/g). Ces valeurs se situent à l'extrémité inférieure de l'échelle des valeurs établie pendant l'étude nationale des mollusques et crustacés des E.-U. (U.S. National Shellfish Monitoring Survey)²⁰, et elles sont plus faibles que certaines des valeurs signalées dans des régions industrielles dont la contamination est plus évidente (données résumées par Pearce et al.¹⁷). Cependant, les niveaux de résidus d'OC observés chez les mollusques sont probablement liés à tant de facteurs autres que les niveaux de contamination ambiants qu'il est difficile de distinguer une tendance quelconque à partir des données.

On a signalé la présence de résidus d'OC dans la crevette (euphausiacé) du golfe du Saint-Laurent²¹. Les niveaux s'échelonnaient de 10 μ g/g à 60 μ g/g de poids mouillé et l'on notait des différences appréciables entre les espèces étudiées (*Meganyctiphanes* et *Thysanoessa*), ce qui pouvait refléter des différences trophiques ou des différences dans le métabolisme lipidique. On n'a pas remarqué de différences spatiales entre le bas du golfe du Saint-Laurent et l'est de l'île du Cap-Breton. Les concentrations correspondaient aux valeurs observées dans le zooplancton de l'Atlantique prélevé dans la zone d'eau libre.

Poissons

Les expériences et les observations révèlent toutes deux que les niveaux d'OC contenus dans le poissons varient selon l'âge (dont la durée d'exposition; voir Bache et al.²³), le sexe et l'état de maturation. Les deux dernières variables influent sur le métabolisme et la mobilisation lipidiques, et, par conséquent, sur la rétention des OC (voir Guiney et al.²⁴). Ces deux variables ont été éliminées des programmes d'échantillonnage plus récents, surtout des programmes entrepris pour comparer les différences spatiales ou temporelles, dans la contamination des populations de poissons. On peut donc plus sûrement déceler ces différences ou tendances en examinant les poissons plutôt que des échantillons provenant des niveaux trophiques inférieurs.

Les résidus du groupe des PCB ou du groupe des Σ DDT varient d'environ 0,01 μ g/g à environ 5,0 μ g/g de poids mouillé, suivant les variables indiquées ci-dessus, le moment et l'endroit de l'échantillonnage, les tissus analysés et, bien sûr, l'espèce et le niveau trophique. Cette gamme de variation est trop grande pour être utile, dans l'établissement de comparaisons relatives au moment et à l'endroit d'échantillonnage, si bien que les programmes d'étude ont visé un échantillon mieux défini. Parmi les études les plus détaillées à ce jour, on note l'étude de base du Conseil international pour l'exploration de la mer²⁵ (CIEM) de 1975, dans laquelle on a comparé des espèces déterminées de poissons, choisies en fonction de la classe d'âge et de la saison. Bien que cette étude ait connu des difficultés, quelques conclusions générales ont pu être tirées. Le foie de morue (tissus les plus souvent examinés) contenait une gamme de concentrations des Σ DDT et des PCB ainsi que divers autres OC, y compris des chloro-cyclo-hexanes et de la dieldrine. Les échantillons provenant de l'est du Canada (golfe du Saint-Laurent et plateau continental de Scotian) contenaient des concentrations de Σ DDT qui se classaient dans le haut de l'échelle. Ces concentrations étaient semblables à celles constatées dans la mer du Nord et supérieures à celles trouvées au Groenland ou dans l'archipel du Spitzberg. Les niveaux de PCB trouvés dans le poisson de l'est du Canada étaient des niveaux intermédiaires: supérieurs à ceux observés dans les échantillons prélevés dans l'Arctique, mais inférieurs à ceux constatés, par exemple, dans la partie sud de la mer du Nord où se retrouvent des effluents industriels majeurs. Les niveaux de dieldrine étudiés dans les échantillons de poisson en provenance de l'Est du pays étaient également assez élevés.

La conclusion générale selon laquelle la contamination des poissons d'eau salée de la côte est par les Σ DDT était importante au début des années 1970 (et peut l'être encore) est corroborée par la comparaison d'analyses de harengs de la côte est avec les analyses de Jensen et al.²⁶, dans la mer Baltique. L'étude suédoise avait pour but d'évaluer les variations spatiales des concentrations des Σ DDT par l'échantillonnage des prises commerciales de hareng; on exerça un certain contrôle sur la grosseur et la saison des prises. Diverses analyses d'échantillons de hareng canadien^{19,27} révèlent que les niveaux des Σ DDT rencontrés le plus souvent sont inférieurs à 0,5 μ g/g de poids mouillé; ce niveau est le niveau intermédiaire, dans la gamme des concentrations observées dans l'échantillonnage suédois (0,2 μ g/g pour les régions non contaminées, jusqu'à 1,7 μ g/g dans les régions où la contamination est forte).

Phoques

Comme c'est le cas pour le poisson, la variation des concentrations de résidus d'OC en fonction de l'âge et du sexe^{28,29} est un fait aujourd'hui raisonnablement bien établi. Il est possible d'éliminer ces variations, qui sont une source d'erreurs, en comparant les niveaux de contamination ambiants au moyen d'une analyse des résidus d'OC chez les phoques.

Les niveaux d'OC chez les phoques gris (*Halichoerus grypus*) sont plus bas dans l'est du Canada (île de Sable) que dans la mer du Nord. Bien que les niveaux des Σ DDT soient presque semblables^{30,31,32}, les concentrations des PCB dans les échantillons provenant de l'île de Sable sont environ 50 % moins élevées que celles observées aux îles Farne et très inférieures à celles trouvées sur la côte d'East Anglia. Cependant, les résidus d'OC observés chez le phoque gris et le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) vivant dans plusieurs régions de l'Est canadien^{28,30,33} sont d'environ un ordre de grandeur plus importants que les résidus d'OC trouvés chez le phoque annelé (*Pusa hispida*) habitant la partie ouest de l'Arctique canadien, région relativement peu contaminée²⁹. (Bien qu'il s'agisse ici d'espèces différentes, elles occupent des niches écologiques assez semblables et seraient exposées à des sources d'OC à peu près semblables, si les niveaux de contamination ambiants étaient les mêmes.) Des comparaisons directes entre les phoques annelés de l'Arctique canadien et les phoques annelés vivant dans le golfe de Bothnie où le niveau de contamination est élevé montrent que ces derniers renferment des concentrations de Σ DDT et de PCB environ 100 fois supérieures³⁴. Si l'on considère l'ensemble des données sur les phoques, il semble que les résidus d'OC dans l'Est du pays sont plus importants que les résidus constatés dans l'Arctique canadien où la contamination est quasi inexistante, mais sensiblement moins important que les résidus observés dans la mer Baltique où la contamination atteint un niveau élevé.

Conclusions

Les concentrations de résidus dans les organismes étudiés dans l'est du Canada, aux niveaux trophiques peu élevés, sont semblables à celles constatées ailleurs. Les facteurs autres que les concentrations ambiantes qui régissent les niveaux de résidus dans ces biotes sont inconnus ou non analysés, c'est pourquoi ces analyses ne peuvent servir à établir des tendances spatiales. Les résidus d'OC trouvés dans le poisson de l'est du Canada sont très variés et, une fois éliminés les facteurs autres que les niveaux de contamination ambiants, il apparaît clairement que cette région est assez contaminée par les Σ DDT, un peu moins par les PCB, comparativement à des régions d'Europe occidentale. Les données sur les résidus trouvés chez les phoques confirment cette conclusion provisoire et montrent que l'Est canadien est plus contaminé que l'Arctique, relativement intouché, et moins contaminé que la mer Baltique dont la pollution est évidente.

TENDANCES TEMPORELLES

Les fluctuations à court terme de l'apport d'OC en provenance de l'atmosphère dans la mer vont probablement se répercuter d'abord dans les organismes des niveaux trophiques peu élevés, par exemple le phytoplancton¹². On peut s'attendre à ce qu'une baisse permanente des quantités de PCB dans l'atmosphère - et par conséquent dans la mer - comme la diminution qui a suivi la baisse survenue au début des années 1970 dans l'utilisation et la fabrication des PCB soit d'abord décelée dans le plancton. On n'a établi aucun programme

régulier de surveillance pour enregistrer cette tendance possible, mais les analyses des concentrations de PCB dans le plancton de la partie sud du golfe du Saint-Laurent, entre 1973 et 1976, montrent que les concentrations de PCB ont baissé de 1 000 fois leur valeur pendant cette période (G.C. Harding, données inédites). En outre, l'étroite corrélation observée en 1973 entre les niveaux de PCB dans le plancton et dans les pluies cumulatives (ce qui suppose qu'il y a eu apport atmosphérique) ne se retrouvait pas dans les analyses de 1976. On peut donc penser que la source des PCB dans le plancton n'était pas la même. Malheureusement, des différences dans les méthodes d'échantillonnage et d'analyse des deux séries de travaux nous empêchent de faire des comparaisons précises, mais les données laissent croire à une tendance à la baisse des concentrations de PCB dans la région.

A des niveaux trophiques supérieurs, les effets d'une modification même subite de l'apport d'OC dans l'écosystème de l'Atlantique Nord peuvent se manifester plus graduellement. (Le fait est confirmé par les données du programme d'étude national des mollusques et crustacés des E.-U. (U.S. National Shellfish Monitoring Programm), qui révèlent une hausse graduelle des concentrations jusqu'à un maximum, atteint vers la fin des années 1960, puis une baisse progressive. Dans le cas de cette étude, on enregistrerait l'apport fluvial de plusieurs OC.) Cependant, Zitko³⁵ a résumé des données indiquant qu'il a pu se produire une baisse légère et progressive dans la contamination des populations de harengs du golfe du Saint-Laurent et du sud-ouest de la Nouvelle-Ecosse par des composés OC, au début des années 1970. Il faudra attendre les analyses des années à venir pour avoir une image plus nette de cette tendance, si elle est réelle.

La comparaison des concentrations d'organochlorés chez les phoques de l'est du Canada échantillonnés au cours des cinq premières années de la décennie 1970 et en 1982 montre des tendances à la baisse pour la période 1975 à 1982. Chez les phoques gris femelles (*Halichoerus grypus*) de l'île de Sable, les concentrations de Σ DDT ont diminué de moitié, environ, de 1975 à 1982, mais les concentrations de PCB n'ont pas changé. Chez les phoques du Groenland mâles (*Pagophilus groenlandicus*) du golfe du Saint-Laurent, les concentrations de Σ DDT ont chuté d'environ quatre fois leur valeur, de 1971 à 1982. Les concentrations de PCB, pour leur part, semblent accuser une baisse plus modeste (moins de la moitié de leur valeur), au cours de la même période (R.F. Addison, données inédites).

INTERPRETATION DES NIVEAUX ACTUELS DE CONTAMINATION PAR LES OC

Les niveaux d'OC actuellement observés dans l'eau ou dans le biote marin de la région canadienne de l'Atlantique sont bien inférieurs aux niveaux s'accompagnant d'effets graves sur l'environnement. Ainsi, l'apparition à court terme de concentrations d'environ 1 ng/L ou plus sont nécessaires pour tuer le biote aquatique. Or, les concentrations de cet ordre sont au moins 100 fois et, la plupart du temps, 1 000 fois supérieures aux concentrations ambiantes de l'eau. Il est peu probable que nos grèves soient jamais jonchées de poissons morts d'un empoisonnement par les composés OC. Il demeure que l'on peut déceler des effets moins graves tels que des modifications dans le métabolisme normal des stéroïdes hormonaux et l'introduction de certains enzymes. Ces effets peuvent découler des concentrations de certains contaminants - particulièrement les PCB - que l'on retrouve actuellement dans le poisson d'eau salée de la côte est. Cependant, bien que l'on puisse déceler des effets sublétaux au niveau de l'organisation des enzymes ou des processus biochimiques, il est difficile d'établir que ces effets agissent sur tout l'organisme, au niveau

de la population ou de la collectivité. C'est seulement dans le cas des phoques annelés de la mer Baltique, qui contiennent des concentrations de PCB de l'ordre de plusieurs centaines d' $\mu\text{g/g}$ (plus de dix fois les niveaux de la côte est), que l'on peut penser, et encore, que la viabilité de cette population peut être touchée. Dans le cas de ces phoques, on croit que les fortes concentrations de PCB influent sur le succès de la reproduction.

Enfin, pour ce qui est des concentrations des contaminants dans le biote marin, vus sous l'angle de la santé publique, ajoutons que la plupart des niveaux d'OC étudiés dans le poissons et les produits de la pêche dans l'Est du pays sont bien inférieurs aux tolérances en vigueur imposées par les organismes de réglementation ($2\mu\text{g/g}$ pour les PCB, $5\mu\text{g/g}$ pour les ΣDDT , les deux valeurs étant exprimées en poids mouillé de la portion comestible). C'est seulement lorsque le poisson est très gros ou assez âgé (l'espadon et le thon) qu'il nous semble possible que ces tolérances soient dépassées. Dans la plupart des autres cas, les niveaux rencontrés sont bien inférieurs, sans quoi les tissus présentant des concentrations élevées d'OC sont écartés ou traités pour les débarrasser des contaminants OC³⁶.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. O'Brien, R.D. (1967). Insecticides: Action and Metabolism. Academic Press, N.Y.
2. Kerswill, C.J. (1967). Studies on effects of forest spraying with insecticides, 1952-63, on fish and aquatic invertebrates in New Brunswick streams: Introduction and summary. J. Fish. Res. Bd. Canada 24: 701-708.
3. Anon. (1970). Man's impact on the global environment. Report of the Study of Critical Environmental Problems, M.I.T. Press, 1970.
4. Anon. (1977). PCBs in the Atlantic Provinces. Surveillance Report EPS-5-AR-77-13 EPS, Atlantic Region, 1977.
5. Holden, A.V. and Topping, G. (1981). Report on further intercalibration analyses in ICES pollution monitoring and baseline studies. ICES Cooperative Research Report No. 108, Copenhagen, 1981.
6. Pierce, R.H., Olney, C.E. and Felbeck, G.T. (1974). p,p'-DDT adsorption to suspended particulate matter in seawater. Geochim. Cosmochim Acta. 38: 1061-1073.
7. Hargrave, B.T. and Kranck, K. (1976). Absorption and transport of pollutants on suspended particles. Proc. Symp. Non-biological. Transport of Pollutants, Gaithersburg, Md.
8. Seba, D.B. and Corcoran, E.F. (1969). Surface slicks as concentrators of pesticides in the marine environment. Pest. Monit. J. 3: 190-193.
9. Harvey, G.R., Steinhauer, W.G. and Teal, J.M. (1973). Polychlorinated biphenyls in North Atlantic Ocean water. Science 180: 643-644.
10. Jonas, R.B. and Pfaender, P.K. (1976). Chlorinated hydrocarbon pesticides in western North Atlantic Ocean. Env. Sci. Technol. 10: 770-773.
11. Stadler, D., German Hydrographic Institute, Kiel. Personal Communication.
12. Ware, D.M. and Addison, R.F. (1973). PCB residues in plankton from the Gulf of St. Lawrence. Nature 246: 519-521.
13. Addison, R.F. (1980). A review of organohalogenes with respect to the Ocean Dumping Control Act, pp 13-21. In Regulated levels of scheduled 1 substances in the Ocean Dumping Control Act - A review. J.J. Swiss, R.F. Addison, D.W. McLeese and J.F. Payne. Ocean Dumping Report 3, Dept. Fisheries and Oceans, Ottawa, 1980.
14. Cannone, P. and Mamarbachi, G. (1975). Résidus des insecticides organochlorés dans les sédiments du Haut Estuaire du Fleuve St. Laurent. Bull. Env. Contam. Toxicol. 14: 83-87
15. Harvey, G.R. and Steinhauer, W.G. (1976). Biogeochemistry of PCB and DDT in the North Atlantic. In Environmental Biogeochemistry, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Mich. pp 203-221.

16. Sprague, J.B. and Duffy, J.R. (1971). DDT residues in Canadian Atlantic fishes and shellfishes in 1967. J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 59-64.
17. Pearce, P.A., Gruchy, M. and Keith, J.A. (1973). Toxic chemicals in living things in the Gulf of St. Lawrence. Canadian Wildlife Service Pesticide Section Manuscript Report 24, Ottawa, 1973.
18. Hargrave, B.T. and Phillips, G.A. (1976). DDT residues in benthic invertebrates and demersal fish in St. Margaret's Bay, N.S., J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 1692-1698.
19. Sims, G.G., Campbell, J.R., Zemlyak, F.L., Graham, J.M. (1977). Organochlorine residues in fish and fishery products from the Northwest Atlantic. Bull. Env. Contam. Toxicol. 18: 697-705.
20. Butler, P.A. (1973). Organochlorine residues in estuarine mollusks, 1965-72- National Pesticide Monitoring Program. Pest. Monit. J. 6: 238-362.
21. Sameoto, D.D., Darrow, D.C. and Guildford, S. (1975). DDT residues in euphausiids in the Upper Estuary of the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Bd. Canada 32: 310-314.
22. Riseborough, R.W., Vreeland, V., Harvey, G.R., Miklas, H.P. and Carmignani, G.M. (1972). PCB residues in Atlantic zooplankton. Bull. Env. Contam. Toxicol. 8: 345-355.
23. Bache, C.A., Serum, J.W., Youngs, W.D. and Lisk, D.J. (1972). Polychlorinated biphenyl residues: accumulation in Cayuga Lake trout with age. Science. 177: 1191-1192.
24. Guiney, P.D., Melancon, M.J., Lech, J.J. and Peterson, R.E. (1979). Effects of egg and sperm maturation and spawning on the distribution and elimination of a polychlorinated biphenyl in rainbow trout (Salmo gairdneri). Tox. Appl. Pharmacol. 47: 260-272.
25. ICES (1977). A baseline study of the level of contaminating substances in living resources of the North Atlantic. ICES Cooperative Research Report No. 69, Copenhagen.
26. Jensen, S., Johnels, A.G., Olsson, M. and Otterlind, G. (1972). DDT and PCBs in herring and cod from the Baltic. Ambio Spec. Rept. 1: 71-85.
27. Zitko, V. (1971). Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in some freshwater and marine fishes. Bull. Env. Contam. Toxicol. 6: 464-470.
28. Addison, R.F., Kerr, S.R., Dale, J. and Sergeant, D.E. (1973). Variation of organochlorine residue levels with age in Gulf of St. Lawrence harp seals (Pagophilus groenlandicus). J. Fish. Res. Bd. Canada 30: 595-600.
29. Addison, R.F. and Smith, T.G. (1974). Organochlorine residue levels in Arctic ringed seals: variation with age and sex. Oikos 25: 335-337.
30. Addison, R.F. and Brodie, P.F. (1977). Organochlorine residues in maternal blubber, milk and pup blubber from Grey seals (Halichoerus grypus) from Sable Is., Nova Scotia. J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 937-941.

31. Heppleston, P.B. (1973). Organochlorines in British grey seals. Mar. Poll. Bull. 4: 44-45.
32. Donkin, P., Mann, S.V. and Hamilton, E.I. (1981) Polychlorinated biphenyl, DDT and dieldrin residues in grey seals (Halichoerus grypus) males, females and mother-foetus pairs sampled at the Farne Is., England during the breeding season. Sci. Total Env. 19: 121-142.
33. Frank, R., Ronald, K. and Braun, H.E. (1973). Organochlorine residues in harp seals (Pagophilus groenlandicus) caught in Eastern Canadian waters. J. Fish. Res. Bd. Canada 30: 1053-1063.
34. Helle, E., Olsson, M. and Jensen, S. (1976). DDT and PCB levels and reproduction in ringed seals from the Bothnian Bay. Ambio 5: 188-189.
35. Zitko, V. (1981). Monitoring program for major Atlantic coast fisheries. Can. Manuscript Rept. Fish. Aq. Sci. No. 1615.
36. Addison, R.F. and Ackman, R.G. (1974). Removal of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls from marine oils during refining and hydrogenation for edible use. J. Amer. Chem. Soc. 51: 192-194.

PRODUITS CHIMIQUES ORGANIQUES SYNTHÉTIQUES ET NON HALOGÉNÉS

R.A.F. Matheson*

INTRODUCTION

La plupart des données sur les produits chimiques qu'on trouve dans les milieux marins porte sur les produits organochlorés, tout particulièrement les DDT et les PCB. Cet état de choses est dû en grande partie aux dommages causés à l'environnement par suite de l'emploi généralisé de ces produits en agriculture et dans l'industrie, tant en Amérique du Nord qu'en Europe. Par suite des rapports quant à la présence généralisée de ces produits dans l'environnement, on a mis au point des moyens perfectionnés d'analyse (par exemple, le détecteur chromatographique de gaz à capture d'électrons) destinés précisément à les détecter.

Les dangers pour la santé et pour l'environnement qu'on impute à bien des composés organiques halogénés ont été à l'origine, au cours des 10 à 15 dernières années, d'une réduction sensible dans l'emploi des produits chimiques de ce genre, suivie d'une augmentation dans l'usage de produits non halogénés comme solution de rechange. Par conséquent, les études environnementales ont commencé graduellement à s'intéresser au comportement et aux effets sur le milieu des composés chimiques organiques non halogénés. Malheureusement, il faudra encore un certain temps avant qu'on puisse compter sur des bases de données détaillées qui permettront une appréciation des tendances quant à la répartition spatiale et temporelle de ces composés à l'intérieur de secteurs donnés de l'environnement. Deux facteurs ont nui à l'acquisition de renseignements du genre : l'absence de consensus quant à l'identification des produits de ce groupe qui présentent la plus grande menace, et le coût élevé des instruments d'analyse qui permettent la spécialisation et la sensibilité nécessaires.

Les composés organiques peuvent pénétrer dans le milieu marin de plusieurs façons, soit surtout : 1) l'écoulement direct, 2) le transport dans les airs par suite de la volatilisation ou de l'érosion éolienne, 3) l'écoulement des eaux dans le sol, et 4) le mouvement en suspension d'un complexe de sol et de produits chimiques¹. Aucun de ces modes de pollution n'est étranger à la situation qu'on observe dans le milieu marin de la région.

Comme on l'a déjà dit, nous disposons de très peu de renseignements qui peuvent servir à des fins de comparaison et de

*Service de protection de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth, (N.-É.)

déduction quant aux produits chimiques organiques synthétiques non halogénés, présents tant dans l'écosystème marin du secteur nord-ouest de l'Atlantique que dans celui d'autres milieux. Les données existantes ne permettent en effet qu'un aperçu général.

PESTICIDES

Sur la côte atlantique du Canada, on utilise des quantités appréciables de biocides non halogénés pour la destruction des parasites. Les pesticides employés dans le cadre du programme d'arrosage des forêts au Nouveau-Brunswick sont répandus sur des régions très étendues, alors que pour régler des problèmes plus localisés, par exemple l'élimination des parasites de l'agriculture et certaines applications industrielles, on en fait un usage intensif dans des zones relativement petites.

Agriculture

Parmi les biocides employés dans la région à des fins agricoles, on trouve le mancozèbe, le disulfoton, le paraquat, le manèbe, le zinèbe, le phorate, l'aldicarbe, le dinosèbe, le carbaryl et le carbofuranne². Malheureusement, on n'a fait à ce jour que peu de contrôles écologiques portant sur ces produits.

Un relevé³ limité concernant les effets du manèbe (le biocide le plus employé dans la région) sur les sédiments estuariens n'a permis de détecter aucun composé apparenté qui soit présent à la concentration minimale de 0,2 ug/g.

Les alkyldinitrophénols, qui comprennent des produits tels que le dinosèbe et le dinocap, sont souvent employés comme fongicides et herbicides. Bien que certains de ces produits soient employés à des doses relativement élevées (de 3,6 à 6,8 kg/ha de dinosèbe pour tuer les fanes de pommes de terre), on a apporté peu d'attention à leurs effets sur le milieu aquatique. Il a été démontré⁴ que dans le cas de la truite de ruisseau (salvelinus fontinalis), le dinosèbe présente des CL50 de 0,18 et 0,11 mg/L respectivement, pour des durées de 24 et de 96 heures. Or, ce pesticide a été détecté dans un ruisseau du Nouveau-Brunswick⁵ dans une concentration de 4,81 mg/L.

Zitko⁵ a conclu à la toxicité aiguë de dix-huit 2-alkyl-4,6-dinitrophénols. Certains isomères ont présenté un taux de létalité extrêmement élevé pour les jeunes saumons atlantiques (salmo salar), ainsi que pour les homards (homarus americanus) à l'état larvaire et à l'âge adulte, mais se sont avérés paradoxalement non toxiques pour les langoustes (oronectes limosus). La toxicité des alkyldinitrophénols examinés augmentait en proportion directe de l'augmentation du coefficient de partage alcool octylique/eau. Zitko conclut

toutefois que ces composés n'étaient pas sujets à une bioaccumulation dans le milieu aquatique et que les résidus ne seraient pas présents dans la faune aquatique.

Il a été démontré⁶ que le carbaryl causait des anormalités du système cardio-vasculaire et des arrêts de développement chez le fundulus hétéroclite (fundulus heteroclitus) à des concentrations allant de 1 à 10 mg/L. De plus, on a signalé des anormalités de la vue chez la capucette (menidia menidia) à des concentrations aussi faibles que 0,01 mg/L de carbaryl dans la tranche d'eau.

En règle générale, les produits organophosphorés, le carbamate et les biocides à base d'alkyldinitrophénols ont une activité plutôt courte en milieu abiotique et dans les systèmes biologiques. Les composés organophosphorés, par exemple, se décomposent rapidement, par hydrolyse ou par d'autres réactions, en des composés non toxiques solubles dans l'eau que les animaux marins mettent peu de temps à excréter⁷.

Bien qu'il soit possible que les pesticides agricoles posent des difficultés localisées dans les estuaires par suite d'une application ou d'une exposition non appropriées, ces produits chimiques ne menacent guère l'écosystème marin puisque les seuils létaux et sublétaux des espèces marines étudiées jusqu'ici sont beaucoup plus élevés que les niveaux de contamination prévus.

Arrosage des forêts

Des biocides utilisés au Nouveau-Brunswick, il y en a deux, le fénitrothion et l'aminocarb, qui retiennent l'attention. Ces deux produits ont été, sous différentes formes, les principaux agents de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick. Au total, quelque 5 500 000 kg de fénitrothion et 600 000 kg d'aminocarb ont été déversés du haut des airs.

On a découvert que l'aminocarb avait peu d'effets néfastes à court terme, à des rythmes d'application variés⁸, sur les organismes d'eau douce qui ne sont pas visés par l'étude. En eau douce, les écrevisses adultes montrèrent des symptômes d'intoxication aiguë à des concentrations de 10 ppm ou moins, et mouraient lorsque la concentration dépassait le seuil de 25 ppm⁹. Les taux de bioaccumulation et d'excrétion des pesticides à base de carbamate tels que l'aminocarb, par les espèces aquatiques¹⁰ montrent que les poissons et les invertébrés aquatiques n'accumulent pas ces produits en grande quantité. En se fondant sur les faibles coefficients d'accumulation relevés chez les moules comestibles (mytilus edulis), on conclut que des concentrations de moins de 0,01 mg d'aminocarb par litre d'eau ne représentent aucun risque de contamination grave des bivalves¹¹. Par conséquent,

il n'est guère surprenant que de un à quatorze jours après un arrosage, aucun résidu d'aminocarb n'ait été détecté dans des crustacés dans les estuaires du Nouveau-Brunswick¹².

Il est un aspect de l'application d'aminocarb par voie aérienne qui a suscité peu d'attention jusqu'à maintenant, c'est-à-dire le sort et les effets des autres composants de la formule d'arrosage. Deux de ces éléments, le nonylphénol et le diluant pour pesticides 585, ont fait l'objet d'études récentes. Bien que le nonylphénol soit souvent étiqueté comme ingrédient "inerte", des études en laboratoire prouvent qu'il n'en est rien. Par exemple, dans le cas de jeunes saumons atlantiques, la létalité de la formule d'arrosage à l'aminocarb est due presque uniquement au nonylphénol¹³. L'ordre de sensibilité à la formule d'arrosage s'établissait comme suit : crustacés marins plus sensibles que le saumon, qui était plus sensible que les bivalves.

Le nonylphénol a été employé dans les arrosages de 1978 à 1980, période où les forêts du Nouveau-Brunswick en ont reçu quelque 1 100 000 kg. Il y a eu peu de contrôle écologique relativement au nonylphénol dans la région, et on ne dispose d'aucune donnée sur le milieu marin. Les concentrations de résidus de nonylphénol à la surface d'un lac du Nouveau-Brunswick étaient à leur maximum (12,0 ug/L) une heure après l'arrosage, et indétectables (moins de 1,0 ug/L) après 66 heures¹⁴. Cette découverte vient confirmer l'hypothèse voulant que le nonylphénol demeure peu de temps actif dans le milieu aquatique.

L'insecticide d'organophosphate fénitrothion, bien qu'étant beaucoup moins toxique pour les poissons que le DDT, peut néanmoins avoir des effets néfastes sur l'environnement. L'arrosage des forêts à l'aide du fénitrothion cause un taux de létalité plutôt faible chez les saumoneaux¹⁵; toutefois, cet insecticide peut altérer la locomotion des poissons et leur comportement quant à leur territoire.

Des crustacés recueillis dans deux estuaires du Nouveau-Brunswick contenaient des résidus de fénitrothion^{12,16}, même lorsque l'échantillonnage était fait plusieurs jours après l'arrosage. Dans le cas qui nous intéresse, le fénitrothion semblait bien pénétrer dans le milieu estuarien, pour ensuite atteindre l'écosystème marin. Un contrôle additionnel après l'arrosage dans les mêmes secteurs indiqua une élimination rapide de l'insecticide par les espèces contaminées. Cette constatation fut toutefois contredite par un rapport¹⁷ d'études en laboratoire qui ont démontré que dans le cas des grosses palourdes (mya arenaria), des moules (mytilus edulis) et des anodontes (anodonta cataractae), le fénitrothion avait un taux de rétention faible et un taux d'excrétion élevé, ce qui donnait un coefficient d'accumulation peu élevé. Par conséquent, on ne prévoit aucun risque de contamination des crustacés lorsque l'application se fait suivant la méthode normale.

Le plancton, particulièrement le phytoplancton¹⁸, absorbe le fénitrothion. Le degré de cette absorption dépend de la densité de population et de différents facteurs écologiques, notamment les variations saisonnières, la floraison et la croissance. L'absorption ou l'accumulation du fénitrothion par les algues dans l'eau peut jouer un rôle dans la diminution rapide de la concentration de fénitrothion dans l'eau, ainsi que dans l'absorption des résidus par les crustacés et autres animaux qui consomment des algues.

Le fénitrothion est un composé chimiquement stable dans l'eau de mer, même à un pH de 8,3. Sa persistance dans ces eaux dépend surtout de la lumière et de la qualité de l'eau, un peu de la température, et très peu des solides en suspension et de la vaporisation. De plus, la forte concentration de sel dans l'eau de mer atténue grandement le processus de dégradation microbienne dans ce milieu. Cette constatation se trouve confirmée par les quantités de résidus de fénitrothion découvertes dans les eaux de mer situées à proximité de secteurs arrosés, quantités qui étaient supérieures à celles relevées dans les eaux douces voisines des mêmes secteurs¹⁹.

Nous disposons de peu de renseignements quant aux résidus de pesticides que renferme le milieu marin au large de la côte atlantique du Canada. Selon ces maigres renseignements, il n'y a pas lieu de croire que le programme d'arrosage des forêts du Nouveau-Brunswick représente quelque danger que ce soit pour cet écosystème. Cependant, il ne faut pas oublier que les effets sublétaux du fénitrothion, de l'aminocarb et des produits de leur dégradation n'ont jamais été étudiés à fond.

PRODUITS CHIMIQUES COMMERCIAUX

La faible industrialisation de la région de l'Atlantique fait en sorte que les quantités de produits chimiques organiques synthétiques qui sont libérées dans l'environnement y sont relativement petites. Quoi qu'il en soit, il y a quelques catégories de produits chimiques auxquelles il serait utile de s'intéresser, même si leur importance du point de vue régional demeure mal connue.

Esters d'acide phtalique

Les esters d'acide phtalique (PAE) sont un groupe de composés organiques anthropogénétiques dont on trouve fréquemment des traces dans les échantillons prélevés dans l'environnement. Ces produits sont utilisés à diverses fins, mais servent surtout de plastifiants. En 1973, on a employé au Canada une quantité d'environ $35,6 \times 10^6$ kg²⁰ de ces produits, quantité qui a diminué à $27,9 \times 10^6$ kg en 1979². Le di-(2-éthylhexyl) phtalate (DEHP) est le plus répandu des PAE, mais les isomères dibutyliques (DBP) et diéthyliques (DEP) sont aussi très employés. Au Canada, les deux voies qu'empruntent le plus

souvent ces produits pour pénétrer dans l'environnement sont : 1) les déchets de production et de traitement, et 2) les déchets d'utilisation et d'élimination²⁰. Il n'y a aucune production de PAE dans la région de l'Atlantique. Des PAE (DBP, DEP et DEHP) ont été détectés, à des concentrations allant de 0,5 à 100 ug/L, dans les effluents d'usines de textiles, de papeteries, de raffineries de pétrole et des fabriques de matériel électrique de la région²². La plupart de ces industries déversent leurs eaux usées à proximité d'un estuaire, ou bien directement dedans. Les concentrations de PAE dans les sédiments allaient de moins de un ng/g à quelques ug/g²³. Étant relativement insolubles dans l'eau, les PAE sont susceptibles d'être absorbés complètement et de finir par se déposer dans les sédiments. Une étude²⁴ des sédiments et des eaux de 20 ports des Maritimes s'est terminée récemment, et on est à en établir les résultats.

Une étude²⁵ de prélèvements de sédiments datés recueillis dans l'ouest de la mer Baltique a permis de détecter les premières traces de DEHP dans des sédiments déposés aux alentours de 1950. Une augmentation régulière fut observée, avec une concentration maximale de 200 ng/g dans la couche la plus récente du prélèvement (de 0 à 1 cm). Dans le secteur de la baie de Kiel dans la Baltique²⁶, les concentrations de plastifiants à base de phtalate (DEHP, DBP, diisobutylphtalate) dans la tranche d'eau allaient de 0,3 à 203 ng/L.

Nous avons peu de renseignements sur la bioaccumulation des esters de phtalate en milieu marin; en fait, on n'a étudié que quelques organismes aquatiques²³. Zitko a découvert du DBP dans les oeufs des cormorans à aigrettes (phalacrocorax auritus) et des goélands argentés (larus argentatus) à des concentrations de 11 à 19 ug/g de lipides. Il a aussi découvert du DEHP à une concentration allant de 13 à 16 ug/g de lipides dans la graisse de phoques arctiques (phoca vitulina) naissants. Du DEHP et du DPB furent aussi découverts dans les espèces commerciales de poisson, à des concentrations de 8 ug/g. Musial²⁹ a identifié du di-n-hexyl phtalate dans des harengs de l'Atlantique (clupea harengue harengus) et des maquereaux bleus (scomber scombrus) capturés au large de la Nouvelle-Écosse. Les concentrations de cet isomère (de 17 à 27 ug/g), qui n'est pas un des PAE les plus utilisés dans l'industrie, excèdent de beaucoup (par un facteur d'environ 4) celles du DBP et du DEHP, plus courants dans l'industrie. On conclut donc à la possibilité d'une bioaccumulation sélective pour le di-n-hexyl phtalate. Musial³⁰ a découvert que la présence de DEHP dans les tissus musculaires de la plie, de l'anguille, du saumon mâle, du hareng et du maquereau de l'Atlantique nord-ouest allaient de simples traces jusqu'à une concentration de 10 ug/g. La teneur en DBP dans les muscles du hareng et du maquereau était inférieure de un à deux ordres de grandeur à celle du DEHP. À l'occasion d'une analyse de spécimens de méduses de grand fond (atolla) capturées

dans l'Atlantique nord, Morris³¹ a découvert que le contenu d'acide phtalique représentait 13 % du poids total de lipides, et 26 % du poids total d'acides gras. Ces concentrations sont considérées comme le résultat d'une accumulation. Les concentrations de résidus de DBP dans des poissons provenant de différents secteurs de l'Amérique du Nord allaient d'une quantité non mesurable jusqu'à 0,5 ug/g; par ailleurs, des concentrations de DEHP atteignant 3,2 ug/g ont été signalées²⁰. La teneur de résidus de PAE dans les espèces aquatiques des Grands Lacs allaient de simples traces jusqu'à 1,3 ug/g.

Il semble bien que le taux d'élimination des PAE soit relativement rapide pour tous les systèmes biologiques étudiés jusqu'ici. Après avoir exposé des ménés à grosse tête à du DEHP à une concentration de 1,9 ug/L pendant 56 jours, Mayer³² a découvert que la teneur de résidus atteignait une concentration d'équilibre de 2,6 ug/L au bout de 28 jours. Le facteur d'accumulation correspondant est de près de 1 400, ce qui va dans le sens des données relatives à l'accumulation de DEHP chez des crapets arlequins³³ qui avaient été exposés à une concentration de 0,1 ug/L. Après qu'on a retiré les espèces en question des eaux contaminées, 50 % des résidus sont éliminés dans une période de 3 à 7 jours, et après 10 jours, les concentrations sont parfois retombées à des niveaux non détectables.

Les toxicités à long terme des PAE ne sont pas bien définies. Laughlin³⁴ a signalé que, dans le cas de la crevette (palaemonetes pugio), des concentrations de DEHP atteignant 1 ppm n'avaient aucun effet sur la survie ni sur la croissance des larves. Le DBP était d'une extrême toxicité à une concentration de 10 à 50 ppm, de même que la phtalate de dyméthyle à une concentration voisine de 100 ppm. Cette étude et d'autres données complémentaires laissent croire que les concentrations signalées dans le milieu marin sont bien en deçà des seuils susceptibles d'inspirer des craintes.

En résumé, les données disponibles sur la présence des PAE dans les milieux marins sont limitées. Sans ces renseignements, il est impossible d'apprécier les tendances susceptibles de se dessiner. Il semble que l'accumulation de PAE dans certaines espèces de poissons de l'Atlantique nord-ouest soit comparable à celles qu'on a relevées dans d'autres écosystèmes marins.

Organophosphates

Les esters organiques de l'acide phosphorique forment une classe de composés qui sont employés abondamment dans le commerce pour la fabrication des lubrifiants, des produits ignifuges, des huiles à moteur, des additifs pour essence, des bases pour lubrifiants et des plastifiants. Habituellement, les mélanges commerciaux ne contiennent pas qu'un seul ester de phosphate,

mais consistent plutôt en des mélanges de différents isomères. En 1978, les quantités d'organophosphates vendues pour usage industriel ont été évaluées à $1,4 \times 10^6$ kg³⁵.

Bien que ces produits aient une structure analogue à celle des pesticides organophosphatés, ils ne se dégradent pas aussi facilement³⁶. Les phosphates de triaryle (TAP) sont les dérivés les plus employés de ces composés, et auraient une longévité résiduelle assez considérable dans l'eau³⁷. La faible solubilité des TAP et leur densité élevée (plus de 1 g/cm³) font en sorte que le déversement dans l'eau et l'écoulement de ces produits sont nocifs pour l'environnement puisqu'ils risquent d'affecter pendant longtemps les sédiments des plans d'eau où ils se déposent.

Nous avons peu de données sur la présence des TAP ou des autres organophosphates dans la région, particulièrement sur les concentrations dans les milieux marins. Une étude portant sur 20 ports des Maritimes, menée à l'été de 1980, n'a pas permis de détecter de résidus de TAP dans les sédiments ni dans la tranche d'eau³⁸. De même les risques de contamination au large semblent peu probables.

Amines aromatiques

Les amines aromatiques servent principalement de colorants et de véhiculeurs pour l'industrie textile. Le pouvoir carcinogène de certaines amines industrielles, telles que les 1- et 2-naphtylamine, a incité des chercheurs à étudier les risques de contamination de l'environnement par les composés de cette catégorie³⁹.

Suite à des tests visant à établir le contenu d'amines aromatiques dans des poissons pêchés dans neuf rivières des États-Unis situées à proximité d'usines de textiles et de fabrication de colorants, on a découvert dans certains cas la présence de naphtylamine, de N-éthyl-N-phénylbenzylamine et de N-éthyl-N-(m-tolyl) benzylamine⁴⁰. Bien que l'industrie textile de la région connaisse une activité raisonnable, aucune étude n'a été faite quant à l'étendue des déversements d'amines aromatiques et de leur accumulation dans l'environnement.

Composés organostanniques

Les composés organostanniques ont des applications commerciales variées. Dans la région de l'Atlantique, ces composés servent couramment d'agents anti-salissures. L'oxyde d'étain bis tri-n-butylique (TBTO) est employé couramment dans le détroit de Northumberland pour enduire les cages à homards afin de les protéger contre les tarets et les bernaches. Des essais de toxicité⁴¹ ont démontré que le TBTO est extrêmement toxique pour les larves de homard au quatrième stade (CL50 de 1 à 10 ppm pour 96 heures). Au cours de l'été de 1981, des échantillons

d'eau et de sédiments ont été prélevés dans 10 ports du Nouveau-Brunswick qui bordent le golfe Saint-Laurent, et doivent être analysés afin d'y découvrir des traces éventuelles de TBTO³⁸. Ces données constitueront la première indication disponible quant à la présence de composés organostanniques dans l'environnement marin de la région.

Arsénicaux organiques

L'arsenic entre en liaison covalente (trivalente et pentavalente) avec des corps organiques pour former des composés stables (les arsénicaux). Certains arsénicaux sont enregistrés au Canada comme pesticides, et d'autres sont utilisés dans des opérations de fabrication et de traitement. La toxicité des arsénicaux varie suivant 1) la nature chimique de substituant non métallique, 2) les corps en présence, et 3) la solubilité.

Dans la région atlantique du Canada, il arrive que la combustion des combustibles fossiles libère de grandes quantités d'arsenic dans l'atmosphère. Cet arsenic peut alors se déposer dans le milieu marin environnant sous des formes organiques fort complexes. Lisk⁴² a relevé des concentrations d'arsenic de 2 à 25 ppm dans le charbon, et de 0,05, à 1,1 ppm dans le pétrole. Toutefois, les formes inorganiques de l'arsenic se retrouvent surtout dans les eaux naturelles⁴³, de sorte que les arsénicaux organiques semblent bien jouer un rôle négligeable dans la quantité totale d'arsenic. Nous disposons de peu de renseignements sur la spéciation des arsénicaux organiques dans les modèles écologiques.

RÉSUMÉ

La base de données sur les composés organiques synthétiques (à l'exception des composés chlorés et des hydrocarbures aromatiques polynucléaires) dans le milieu marin de la région est limitée. Sauf dans le cas des esters de l'acide phtalique, les répartitions signalées semblent être très inférieures aux concentrations relevées pour des polluants qui ont été étudiés intensivement, tels que les PCB et les DDT. De plus, aucun risque possible de contamination attribuable à ces produits n'a été prouvé.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Pionke, H.B. and G. Charles. 1973. Pesticide-sediment-water interactions. J. Environ. Qual., 2(1): 29-45.
2. New Brunswick Department of Environment. 1981. Pesticide Usage in New Brunswick. Unpublished MS.
3. Ernst, B., G. Pelly and G. Julien. 1981. An examination of two estuaries in Prince Edward Island for contamination by Endrin, MCPA, and Maneb. EPS Surveillance Report, EPS-5-AR-81-7.
4. Christie, P.M.P. and G.H. Penny. 1972. Preliminary results of bioassays to determine the toxicity of some agricultural pesticides used in the Maritime area. Environ. Can. Res. Dev. Br. M.S. Report 72-2, Halifax, Nova Scotia.
5. Zitko, V., D.W. McLeese, W.G. Carson and H.E. Welch. 1976. Toxicity of Alkyldinitrophenols to some aquatic organisms. Bull. Environ. Cont. and Toxicol., 16(5): 508-515.
6. Weis, P. and J.S. Weis. 1979. Congenital abnormalities in estuarine fishes produced by environmental contaminants. Anim. Monit. Environ. Pollut. Symp. Pathobiol. Environ. Pollut., Anim. Models Wild. L. Monit., 94.
7. Brown, A.W.A. 1978. Ecology of Pesticides. John Wiley and Sons, Toronto, Ont.
8. Kingsbury, P.D. and B.B. McLeod. 1978. Studies on the environmental impact of aminocarb on aquatic and terrestrial forest ecosystems. p. 105-117. In: Proceedings from the Symposium on Aminocarb - Effects of its Use on Environmental Quality. Université de Moncton, Moncton, N.B.
9. Sundaram, K.M.S. and S.Y. Szeto. 1979. A study of the lethal toxicity of aminocarb to fresh water crayfish and its in-vivo metabolism. J. Environ. Sci. Health, B14(6): 589-602.
10. Robinson, B.H. and F.M. Fisher. 1978. Carbofuran metabolism by the bivalve Elliptio and its hemolymph. In: American Association for the Advancement of Science: 144th National Meeting, Washington, D.C., Feb. 12-17, 1970. p. 123.
11. McLeese, D.W., D.B. Sergeant, C.D. Metcalfe, V. Zitko and L.E. Burrige. 1980. Uptake and excretion of aminocarb, nonylphenol and pesticide diluent 585 by mussels (Mytilus edulis). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 575-581.
12. Lord, D.A., R.A.F. Matheson, L. Stuart, J.J. Swiss and P.G. Wells. 1978. Environmental monitoring of the 1976 spruce budworm spray program in New Brunswick, Canada. EPS-5-AR-78-3.
13. McLeese, D.W., V. Zitko, C.D. Metcalfe and D.B. Sergeant. 1980. Lethality of aminocarb and the components of the aminocarb formulation to juvenile atlantic salmon, marine invertebrates and a fresh water clam. Chemosphere, 9: 79-82.
14. Ernst, B., G. Julien, K. Doe and R. Parker. 1980. Environmental Investigations of the 1980 Spruce budworm spray program in New Brunswick. EPS Surveillance Report, EPS-5-AR-81-3.

15. Symons, P.E.K. 1973. Behaviour of young atlantic salmon (Salmo salar) exposed to or force-fed fenitrothion, an organophosphate insecticide. J. Fish. Res. Board of Can., 30: 651-655.
16. Mallet, V.N. 1977. Analytical results for fenitrothion in shellfish. Report No. 8. Université de Moncton, Moncton, N.B.
17. McLeese, D.W., V. Zitko and D.B. Sergeant. 1979. Uptake and excretion of fenitrothion by clams and mussels. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 22: 800-806.
18. Lakshminarayana, J.S.S. and H. Bourque. 1980. Absorption of fenitrothion by plankton and benthic algae. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 389-396.
19. Kodama, T. and S. Kuwatsuka. 1980. Factors for the persistence of Parathion and Fenitrothion in sea water. J. Pest. Sci. 5(3): 351-355.
20. Leah, T.D. 1977. The production, use and distribution of phthalic acid esters in Canada. Environmental Contaminants Inventory Study, No. 4. IWD Report Series No. 47. Ont.
21. Leah, T.D. Environmental Protection Service, Ottawa, Ont. Personal Communication. 1979.
22. Plansearch. 1981. Chlorinated phenols/phthalate esters in industrial effluents. Report for Environment Canada.
23. Pierce, R.C., S.P. Mathur, D.T. Williams and M.J. Boddington. 1980. Phthalate esters in the aquatic environment. National Research Council of Canada. NRCC Report No. 17583.
24. Belliveau, P. Environmental Conservation Service, Inland Waters Directorate, Moncton, N.B. Personal Communication. 1981.
25. Muller, G., J. Dominik and R. Reuther. 1980. Sedimentary record of environmental pollution in the Western Baltic Sea. Naturwissenschaften, 67: 595-600.
26. Ehrhardt, M. and J. Derenbach. 1980. Phthalate esters in the Kiel Bight. Marine Chem. 8: 339-346.
27. Zitko, V. 1972. Determination, toxicity and environmental levels of phthalate plasticizers. J. Fish. Res. Board of Can., Tech. Rep. No. 344, St. Andrews.
28. Zitko, V. 1973. Determination of phthalates in biological samples. Intern. J. Anal. Chem., 2: 241-252.
29. Musial, C.J., J.F. Uthe, G.R. Sirota, B.G. Burns, M.W. Gilgan, V. Zitko and R.A.F. Matheson. 1981. Di-n-hexyl Phthalate (DHP), a newly identified contaminant in Atlantic herring (Clupea harengus harengus) and Atlantic mackerel (Scomber scombrus) Can. J. Fish. Aquatic Sci., 38: 856-859.
30. Musial, C.J. and J.F. Uthe. 1980. Studies on phthalate esters in Western Atlantic Finfish. ICES Paper, C.M. 1980/E: 11.
31. Morris, R.J. 1970. Phthalic acid in the deep sea jellyfish (Atolla). Nature, 227: 1264.

32. Mayer, F.L. and H.O. Sanders. 1973. Toxicology of phthalic acid esters in aquatic organisms. Environ. Health Perspect. 3: 153-158.
33. Johnson, B.T. 1975. Unpublished data. Fish-Pesticide Research Laboratory, Columbia, Missouri.
34. Laughlin, R.B. Jr., J.M. Neff, Y.C. Hsung, T.C. Goodwin and C.S. Giam. 1978. The effects of three phthalate esters on the larval development of the grass shrimp (Palaemonetes pugio) (Nolthuis). Water, Air and Soil Poll.: 323-336.
35. Martec Limited. 1979. Canadian use pattern survey of organotins, phthalate esters and triaryl phosphates. Volume C. Internal Report for Environmental Protection Service.
36. Uthe, J.F. 1976. Triaryl phosphates as environmental concerns. ICES Paper, C.M. 1976/E: 3.
37. Wagemann, R.B. Graham and L.W. Lockhart. 1974. Studies on chemical degradation and fish toxicity of a synthetic triaryl phosphate lubrication oil, IMOL S-140. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep., No. 486.
38. Belliveau, P. Environmental Conservation Service, Inland Waters Directorate, Moncton, N.B. Personal communication. 1982.
39. Stender, J.N. 1974. Occupational Safety and Health Admin., Dept. of Labour. Part 1910-Occupational Safety and Health Standards - Carcinogens. Fed. Regist., 39(20): 3756.
40. Diachenko, G.W. 1979. Determination of several industrial aromatic amines in Fish. Env. Sci. and Tech. 13(3): 329-333.
41. Parker, W.R. 1978. The acute lethality of Bis-tri-n-butyl tin oxide to lobster larvae (Homarus americanus). Unpublished MS.
42. Lisk, D.J. 1972. Trace metals in soils, plants and animals. Adv. Agron. 24: 267-325.
43. National Research Council of Canada. 1978. Effects of arsenic in the Canadian environment. NRCC Report No. 15391.

PROBLÈMES ENVIRONNEMENTAUX ÉVENTUELS LIÉS À L'UTILISATION DU CHLORE

Jerry F. Payne* et Anver Rahimtula**

"Beaucoup de sagesse, beaucoup de chagrin; plus de savoir, plus de douleur." L'Écclésiaste 1 : 18

INTRODUCTION

Bien que d'aucuns croient qu'à l'époque des patriarches, le rôle de l'eau contaminée dans la propagation des maladies infectieuses était bien compris, ce n'est que récemment que l'emploi de désinfectants tels que le chlore s'est répandu pour combattre les risques de maladies transportées par l'eau. Dès l'an 2000 av. J.-C., on reconnaissait qu'il était bon d'exposer l'eau souillée à la chaleur et au soleil, et nous savons qu'à des époques plus récentes, la chaux vive et des sels de cuivre étaient utilisés aux fins de la désinfection et de la stérilisation. À la fin du XIX^e siècle, le chlore servait à la désinfection des égouts dans quelques quartiers de Londres, et commença peu après à être utilisé aux États-Unis et en Europe de l'Ouest pour le traitement des eaux usées et de l'eau potable. Les avantages de la chloration de l'eau sont évidents puisque le nombre de cas de maladies intestinales transportées par l'eau, particulièrement la fièvre typhoïde et le choléra, a vraiment chuté au cours des 80 dernières années.

Le chlore ajouté à l'eau potable joue, en plus de la désinfection, plusieurs autres rôles tels que l'élimination du goût, de la couleur et de l'odeur, l'élimination du fer et du manganèse, le maintien de la qualité de l'eau dans les aqueducs, et la stérilisation des conduites principales et des réservoirs d'eau¹. L'industrie alimentaire utilise aussi le chlore à différentes fins. Par exemple, on l'emploie souvent à forte concentration pour désinfecter la viande et la volaille dans les abattoirs et, dans les minoteries, on l'ajoute à certains types de farines afin de hâter leur maturation et d'améliorer leurs caractéristiques physiques et chimiques en général. À cet égard, on notera avec intérêt qu'environ 1,5 % de la quantité totale de farine produite dans le Royaume-Uni contient du chlore à une concentration moyenne d'environ 1 250 ppm².

*Ministère des Pêches et Océans, Direction des recherches sur les pêches, St-John's (Terre-Neuve), A1C 5X1

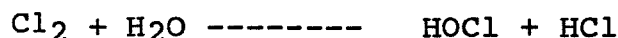
**Département de biochimie, Memorial University of Newfoundland, St-John's (Terre-Neuve)

EMPLOI DU CHLORE

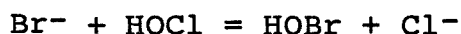
La production totale de chlore en Amérique du Nord est évaluée à 10,5 millions de tonnes. Toutefois, il n'y a qu'environ 20 % de cette quantité qui nous intéresse vraiment, puisque environ 80 % du total sert de matière première dans l'industrie chimique pour la production de matières plastiques, de fibres synthétiques, de solvants, etc. Pour ce qui est des 20 % restants, la majeure partie (soit 16 %) est utilisée par l'industrie papetière, et le reste (soit de 3 à 4 %) sert principalement au traitement de l'eau. Des quantités beaucoup plus faibles sont utilisées dans l'industrie alimentaire. Les quantités de chlore utilisées au Canada pour différentes fins³ sont énumérées en gros au tableau 1.

CHIMIE DU CHLORE

Lorsque le chlore est ajouté à l'eau de mer, il ne tarde pas à s'hydrolyser pour former de l'acide hypochloreux et du chlorure, suivant la réaction :



L'acide hypochloreux (HOCl) est considéré comme le réactif principal dans toutes les réactions oxydantes du chlore aqueux lorsque le pH est entre 5 et 9. L'acide agit comme réactif électrophile et l'atome de chlore adopte les caractéristiques d'un ion Cl^+ qui peut entrer en réaction avec différents composés naturels pour former une vaste gamme de composés chloroorganiques⁴. Lorsque du chlore ou de l'hypochlorite est ajouté à de l'eau de mer, qui contient (naturellement) des concentrations relativement élevées d'ions de bromure, on assiste à une formation rapide d'acide hypobromeux, suivant la réaction :



L'acide hypobromeux est aussi un corps électrophile qui, en fait, est plus réactif que le composé qui lui est apparenté, l'hypochlorite. Si l'eau contient de fortes concentrations d'ammoniaque, il peut se produire une formation rapide de chloramines (eau douce) ou de bromamines (eau salée)⁸, qui sont tous deux des corps oxydants et présentent un niveau élevé de toxicité aiguë.

**TABEAU 1 - PRODUCTION ET CONSOMMATION
DE CHLORE AU CANADA**

	1973	1975	1976
Production totale (en tonnes métriques)	889 948	748 894	898 336
Consommation totale (en tonnes métriques)	818 330	604 787	792 815
Secteurs consommateurs	Pourcentage par industrie étudiée		
Usines municipales de distribution d'eau	0,7	1,0	-
Mines	0,6	0,8	-
Papeteries	57,3	83,5	62,4
Fonderie et raffinage	0,9	1,1	-
Savon et produits de nettoyage	1,1	1,2	0,9
Produits chimiques industriels	39,4	12,0	36,6
Transformation du poisson	-	-	0,02
Industries alimentaires diverses	-	-	0,01
Divers	0,1	0,3	0,07
	100,0	100,0	100,0

PRÉOCCUPATIONS NOUVELLES

Les avantages de l'usage du chlore comme désinfectant et agent anti-salissures sont universellement reconnus; cependant, on commence à soupçonner depuis quelques années que l'usage généralisé du chlore n'est pas sans conséquences pour la santé publique et l'environnement. Les effets toxicologiques aigus de certains corps réactifs tels que le chlore, l'acide hypochloreux et les chloramines sur les organismes aquatiques sont connus depuis quelque temps⁹⁻¹¹, mais par ailleurs, on a commencé récemment à se préoccuper des risques de formation de composés carcinogènes, mutagènes (et peut-être tératogènes) dans l'eau chlorée¹²⁻¹⁵. Il a aussi été démontré que l'addition de chlore à des eaux riches en matières organiques pouvait causer la production de toute une variété de composés chloroorganiques¹⁶⁻¹⁸. Comme l'indique la figure 1, certains de ces composés sont identiques ou du moins analogues aux contaminants que les organismes de contrôle des États-Unis et du Canada classent comme prioritaires. La formation d'une telle variété de composés a amené les autorités compétentes à s'interroger particulièrement sur les effets à long terme des produits chimiques dérivés de la chloration sur les humains et l'environnement.

EAU POTABLE

Bien que les conséquences de la chloration en matière de mutagénèse ne soient connues que depuis peu, la chloration de

l'eau a suscité un intérêt particulier depuis qu'il a été prouvé que le chloroforme (qui est un composé carcinogène contrôlé) se retrouvait généralement dans l'eau potable chlorée. Des études menées aux États-Unis¹⁹, au Canada²⁰ et en Europe²¹ ont démontré que le chloroforme et, en quantités moindres, d'autres trihalométhanes volatils, dont des mutagènes reconnus tels que le dibromochlorométhane, le dichlorobromométhane et le bromoforme, sont souvent liés à la chloration de l'eau (voir le tableau 2).

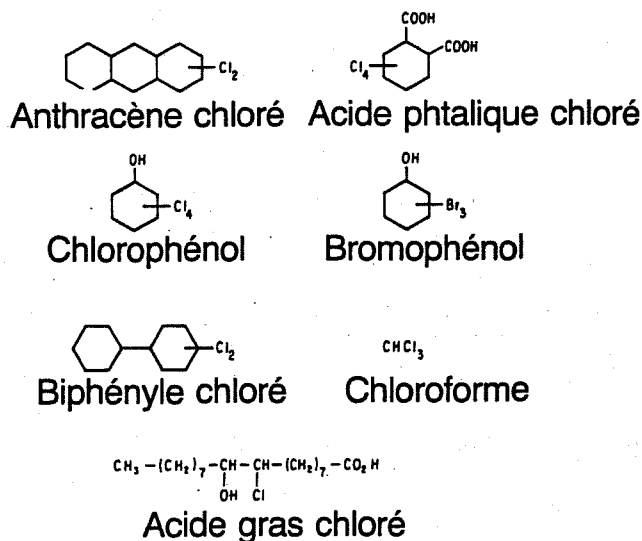


Figure 1 : Sous-produits représentatifs de la chloration.

TABLEAU 2 - CONTENU DE TRIHALOMÉTHANES DANS L'EAU POTABLE

Composé	Concentration moyenne (ug/L)		
	États-Unis	Canada	Allemagne
Chloroforme	21,0	22,7	6,4
Dichlorobromométhane	6,0	2,9	3,4
Dibromochlorométhane	1,2	0,4	-
Bromoforme	5,0	0,1	-

On sait que les hydrocarbures halogénés sont omniprésents dans les réserves d'eau dont il a été démontré que jusqu'à 30 % des composés identifiés étaient des dérivés chlorés ou bromés. Ces dernières années, il est devenu évident que la chloration de l'eau est responsable non seulement de la production d'haloformes volatils, dont beaucoup sont des mutagènes et des carcinogènes reconnus, mais aussi de la production de substances mutagènes "non volatiles" de poids moléculaire élevé. En rapport avec la santé humaine, des études épidémiologiques menées récemment aux États-Unis ont indiqué qu'il y avait un risque faible que la carcinogénèse soit liée à la consommation d'eau chlorée²²⁻²⁷. Par ailleurs, on notait aussi que les preuves d'une telle association étaient encore bien minces.

Les risques de toxicité de l'eau potable dépendent de la quantité de chlore qui est utilisée pour la désinfection,

quantité qui est elle-même fonction de la qualité de la source d'eau non traitée, ainsi que d'autres facteurs tels que la concentration de substances nutritives, la température et le pH. La concentration de chlore qu'on utilise habituellement pour désinfecter l'eau potable va de 1 à 16 mg/L, selon que l'eau est de plus ou moins bonne qualité¹. Par exemple, il faut 16 mg/L de chlore pour traiter l'eau de la Seine à Paris, dont la qualité est comparable à celle de la Grande Rivière, à Brantford, en Ontario. Paradoxalement, l'eau potable de grandes villes telles que Chicago et San Francisco exige moins de 1 mg/L de chlore. On notera avec intérêt que les dosages les plus élevés de chlore sont comparables à ceux qui sont employés dans le traitement des eaux usées²⁸. Il est peu probable qu'il faille recourir à des dosages "d'eaux usées" pour désinfecter les réserves d'eau des provinces de l'Atlantique; cependant, il faudra des données comparatives de ville à ville pour qu'on puisse faire des déclarations "définitives" à ce sujet. Il faut souligner, toutefois, que des études ont démontré que les acides humique et fulvique sont des précurseurs importants de la formation d'haloformes tels que le chloroforme^{29,30}. Or, il est fréquent que les concentrations de ces deux acides soient élevées dans l'eau douce, ce qui pourrait causer certaines inquiétudes quant à l'avenir de nombreuses réserves d'eau dans les provinces de l'Atlantique.

TOXICITÉ DU MILIEU AQUATIQUE

À ce jour, les craintes quant aux effets du chlore sur l'environnement aquatique ont été centrées principalement sur la présence de résidus toxiques de chlore dans les effluents des centrales électriques, des papeteries et des installations de traitement des eaux usées. Les effets aigus sont attribuables principalement aux résidus de chlore ou aux composés à pouvoir oxydatif tels que les chloramines, alors que les effets chroniques seraient causés par de faibles quantités de résidus de chlore ainsi que par les divers composés chloroorganiques nouveaux (et d'autres composés) qui sont le produit de la chloration. On a recueilli de nombreuses données indiquant que le chlore et les produits de ses réactions sont toxiques, même en très faibles concentrations, pour de nombreux types d'eau douce, estuariennes et marines. Les études de modèle de Mattice et Zittel³¹ (figure 2) résument les données sur la toxicité du chlore pour les organismes d'eau douce et d'eau de mer. Mentionnons que l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis s'est fondée sur les modèles de Mattice et Zittel pour les types d'eau douce pour appliquer les lignes directrices relatives aux concentrations de chlore dans les effluents déversés en eau douce.

Les données sur la toxicité ont amené l'élaboration de normes visant à protéger les poissons et la faune aquatique. Les normes proposées par la U.S. National Academy of Sciences, la Commission

européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures et l'Environmental Protection Agency³⁴ des États-Unis vont de 0,002 mg/L à 0,004 mg/L pour l'exposition continue des organismes les plus fragiles. Le Conseil de la qualité de l'eau des Grand Lacs de la Commission mixte internationale³⁵ en arrive aux mêmes conclusions. La norme de 0,002 mg/L semble correspondre à la norme fixée par la plupart des organismes de réglementation pour assurer une sécurité maximale.

PAPETERIES

L'utilisation du chlore dans la fabrication du papier a suscité beaucoup de préoccupations, car, pour répondre à notre demande de papier blanc et propre, il faut employer de grandes quantités de chlore pour blanchir la pâte. La quantité de chlore consommée par l'industrie papetière représente environ dix fois celle des usines de traitement de l'eau potable et des eaux usées; en effet, alors que le traitement des eaux implique l'emploi de doses faibles dans des centaines d'endroits, l'utilisation du chlore par les usines de papier se fait par grandes quantités à des endroits relativement peu nombreux. Les effluents de ces sources ponctuelles se déversent souvent dans des rivières ou dans des eaux côtières, où ils sont susceptibles d'affecter la vie aquatique. Toutefois, grâce aux changements apportés dans les usines et à l'emploi de bassins de traitement, la situation s'améliore constamment et les concentrations de produits chimiques suspects devraient retomber à des niveaux moins alarmants.

Étant donné les fortes concentrations de chlore qui sont nécessaires, et les conditions acides du blanchiment de la pâte, on s'attendrait à ce que les composés chloroorganiques nouveaux contenus dans les effluents non traités des papeteries connaissent une augmentation de leur nombre et de leur stabilité. D'après des évaluations, environ 10 % du chlore appliqué à la pâte se retrouve incorporé à des composés organiques non volatils, alors qu'une proportion beaucoup plus grande pourrait bien être incorporée à des composés organiques volatils tels que le chloroforme. La quantité de chlore en liaison organique que libèrent les installations de blanchiment des usines de papier kraft est habituellement de 3 à 8 kg/tonne de pâte^{36,37} et le contenu de chlore des matières organiques dissoutes extraites des effluents à l'étape de la chloration est de 20 à 30 %. On en déduit que les effluents non traités d'une papeterie d'une capacité de 1 000 tonnes par jour pourraient libérer dans l'eau de 10 à 40 tonnes par jour de produits organiques chlorés³⁸.

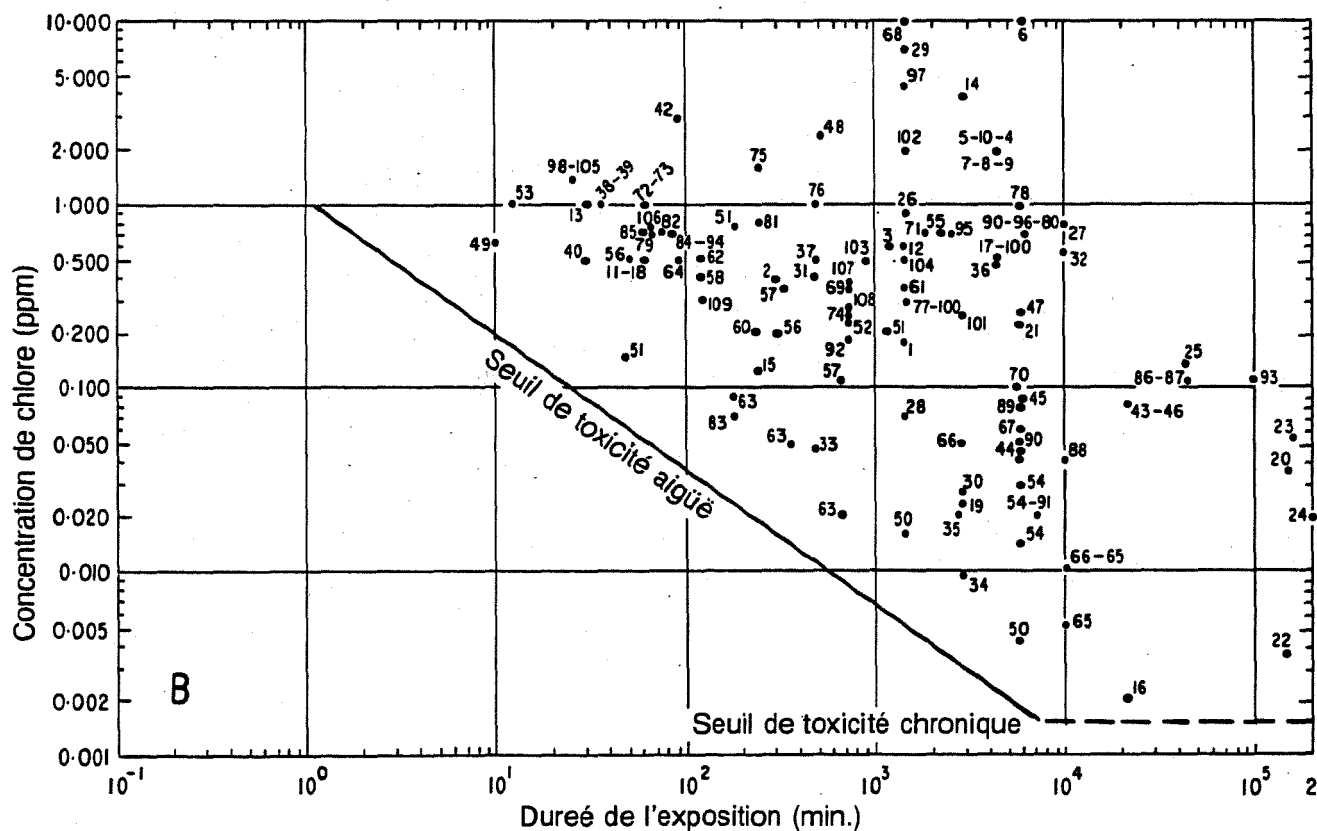
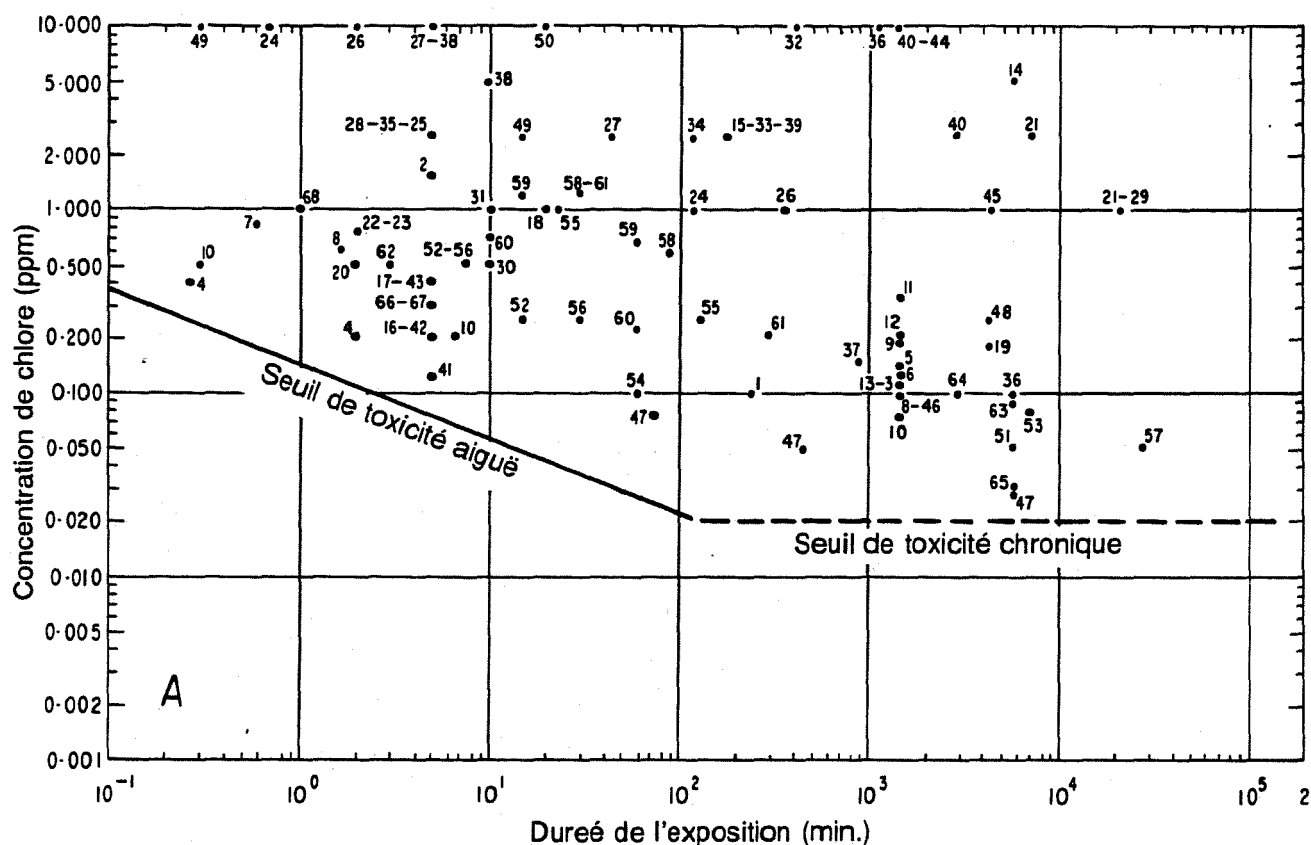


Figure 2 : a) et b) Toxicité du chlore pour les organismes marins : les points représentent l'effet moyen, les niveaux mortels ou sublétaux.

Des chercheurs scandinaves^{39,40} ont été les premiers à établir l'importance de la chloration dans la production de composés mutagènes dans les effluents des fabriques de papier. Des études ultérieures menées par plusieurs laboratoires sont venues confirmer ces premières observations, si bien qu'on attribue actuellement au chlore utilisé dans le blanchiment de la pâte la capacité de produire toute une variété de composés mutagènes. Beaucoup de ces mutagènes peuvent être des dérivés halogénés, mais il peut aussi y avoir des aldéhydes et des cétones qui sont formés comme sous-produits de l'oxydation durant le blanchiment.

Le chlore n'est pas utilisé pour le blanchiment dans les papeteries installées à Terre-Neuve, mais il l'est dans certaines usines de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick (voir la figure 3). Les fabriques de papier kraft situées à Newcastle, Saint-Jean, Nackawic et New Glasgow produisent chacune quelque 580 tonnes de pâte par jour et utilisent pour ce faire un total de 200 tonnes de chlore, alors que les trois usines utilisant le bisulfite, situées à Atholville, Edmunston et Point Tupper, produisent au total 1 000 tonnes de pâte par jour et consomment environ 55 tonnes de chlore. Dans l'ensemble, il appert que les effluents non traités de ces usines pourraient libérer chaque année plusieurs milliers de tonnes de composés organiques chlorés dans l'environnement aquatique. Bien qu'on puisse s'attendre à observer des effets toxiques aigus attribuables au chlore dans les secteurs voisins des points de déversement des papeteries, la dilution exercée par les eaux réceptrices devrait généralement limiter les zones touchées. Ce sont plutôt les effets sublétaux de quantités de l'ordre de traces d'hydrocarbures chlorés et d'autres sous-produits du procédé de blanchiment au chlore, qui suscitent le plus d'inquiétudes du point de vue tant de l'environnement que de la santé publique. À cet égard, les espèces de poissons, particulièrement de crustacés, qui vivent près des points de déversement des papeteries devraient faire l'objet d'études visant à déceler la présence éventuelle d'organohalogènes dérivés de la chloration.

EAUX USEES

La chloration des eaux usées est une pratique largement admise au Canada, y compris dans les Maritimes. Comme la plupart des effluents d'eaux usées sont libérés directement dans les cours d'eau ou dans la mer, il y a des risques que le nombre de sources ponctuelles de composés chloroorganiques s'en trouve accru. Des études analogues à celles menées sur la pâte à papier

blanchie au chlore ont permis d'identifier dans les boues d'égout une grande variété de dérivés halogénés, notamment des purines, des pyrimidines, des phénols et des acides aromatiques de substitution. On sait aussi que l'addition de chlore à des eaux usées riches en matières organiques est une excellente façon de produire des composés mutagènes.

Des études menées sur le traitement des eaux usées ont montré que le taux de composés chloroorganiques produits dans les effluents d'eaux usées chlorées allait de 0,5 à 3,0 %, et parfois plus. Récemment, l'Environmental Protection Agency (EPA) a recueilli des données sur le contenu total de chlore organique (CTC10) de 50 échantillons d'eaux usées brutes et traitées⁴¹. Les valeurs de CTC10 variaient moins dans le cas de l'eau brute (de 5 à 122 ug/L) que dans celui de l'eau traitée (de 14 à 310 ug/L). Nous ne disposons d'aucune donnée sur les niveaux de CTC10 relevés dans des eaux usées représentatives, mais on notera avec intérêt que la gamme de niveaux de chlore utilisée pour désinfecter les eaux usées ressemblent beaucoup aux concentrations employées pour traiter l'eau potable de mauvaise qualité. Cependant, même en supposant que les eaux usées renferment régulièrement des concentrations de CTC10 allant de 200 à 300 ug/L (qui est la limite supérieure notée dans les études de l'EPA), l'apport total de composés chloroorganiques par les eaux usées serait minime comparativement à l'apport possible des papeteries. Des calculs effectués à partir de données tirées de "l'Inventaire national des équipements en eau - Municipalités du Canada" ont indiqué que les déversements quotidiens d'eaux usées chlorées de l'Île-du-Prince-Édouard, de Terre-Neuve, de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick totalisent respectivement 17, 25, 35 et 44 millions de litres. En supposant qu'environ 200 ug de dérivés chlorés "solubles" soient formés pour chaque litre d'eaux usées, nous aurions approximativement un déversement annuel de 1,4, 2,0, 2,8 et 3,6 tonnes de composés chloroorganiques pour chacune de ces provinces.

Il faut être particulièrement prudent là où les effluents de grosses usines de traitement se déversent dans des ruisseaux et de petites rivières qui n'assurent pas une dilution efficace des polluants. Il est prouvé que les résidus de chlore contenus dans les effluents d'usines de traitement ont fait mourir un grand nombre de poissons dans plusieurs localités des États-Unis^{43,44}. De plus, des études menées en Colombie-Britannique⁴⁵ ont signalé un taux de létalité extrême chez les salmonidés, voire l'absence totale de cette espèce, dans des ruisseaux qui recevaient 0,02 mg/L ou plus de chlore. Une étude menée dans 149 usines de traitement des eaux domestiques de la Virginie, de la Pennsylvanie et du Maryland ont démontré que la diversité des espèces et la présence de poissons étaient toutes deux fonctions des concentrations de chlore⁴⁶. Lors d'études du panache de chlore menées en aval de neuf usines de traitement du New-Jersey, les chercheurs n'ont pu observer un seul poisson lorsque la concentration du chlore excédait 0,11 mg/L.

et, en règle générale, n'en ont vu aucun jusqu'à ce que la concentration soit revenue à 0,05 mg/L. Toutefois, il faut aussi tenir compte du fait que les effets localisés pouvaient être "compensés" par les augmentations de productivité amenées par les eaux usées en aval. Il a aussi été noté dans l'étude du New-Jersey que l'élevage du poisson permettrait d'éviter les effets du panache de chlore. Ceci pourrait prendre une importance particulière si les effluents chlorés des usines de traitement en viennent à se déverser dans les parties estuariennes des rivières qui accueillent des poissons migrateurs tels que le saumon. Mis à part les effets directs du chlore sur les espèces importantes de poissons migrateurs telles que le saumon, les effets aigus éventuels liés au traitement des eaux usées devraient être plus ou moins localisés, et la contamination des espèces commerciales (ex. : crustacés) par les composés chloroorganiques dérivés des eaux usées constituent probablement un risque plus grand encore.

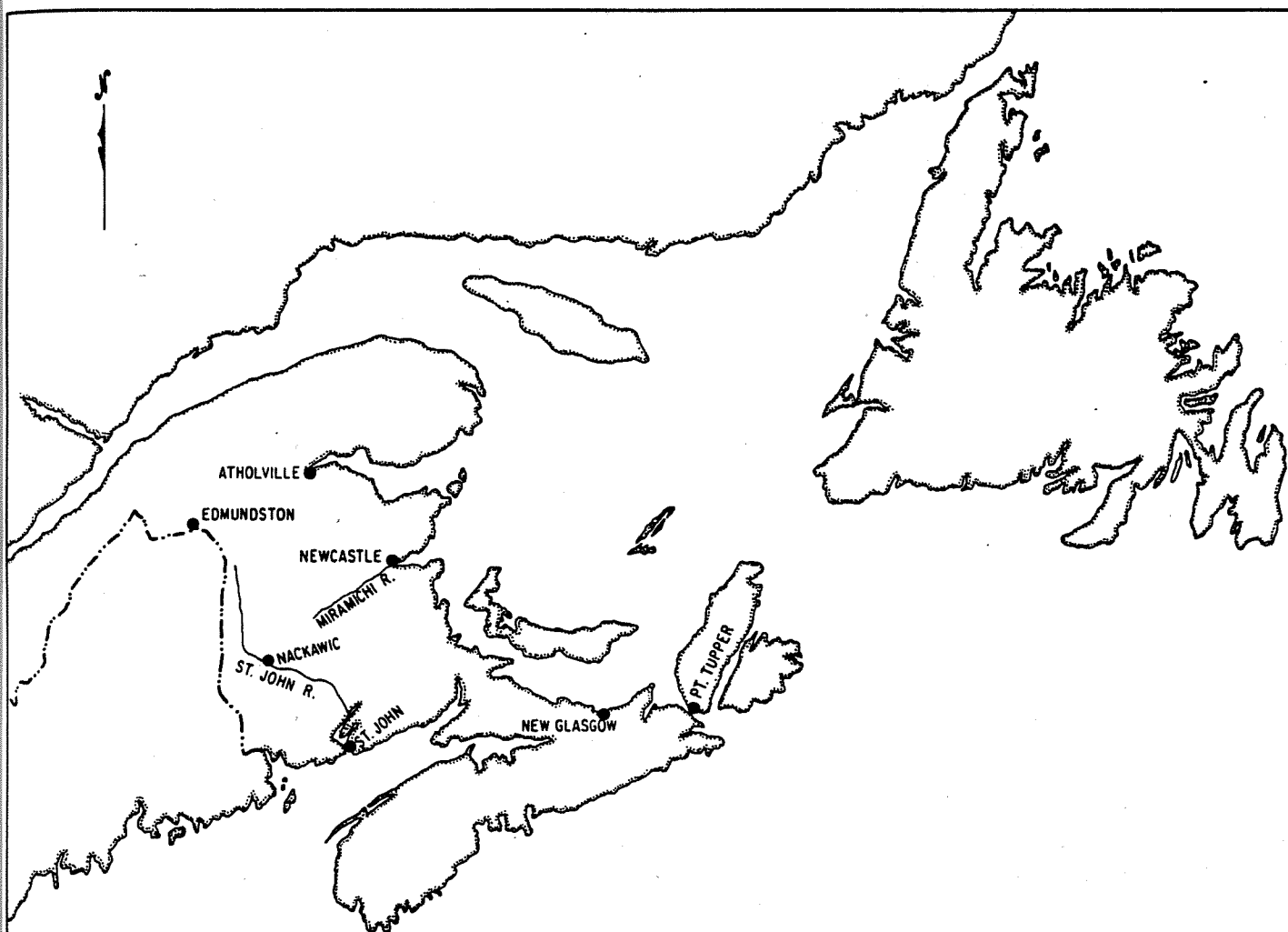


Figure 3 Papeteries qui emploient le chlore pour blanchir la pâte.

USINES DE TRANSFORMATION DU POISSON

En général, l'industrie alimentaire du Canada a recours au chlore pour la désinfection et pour assurer la salubrité. Dans certains pays, les viandes et la volaille qui viennent d'être transformées sont traitées au chlore; il s'agit toutefois d'une pratique interdite au Canada. Nous nous arrêterons plutôt à l'utilisation du chlore dans les usines de transformation du poisson pour stériliser les eaux de traitement. Les usines de transformation des Maritimes et de Terre-Neuve produisent, en parts à peu près égales, quelque 400 millions de livres de filets de poisson, chaque livre exigeant en moyenne l'utilisation d'environ 8 litres d'eau. La concentration de résidus de chlore peut atteindre 5 ppm dans les lignes de filetage, et 10 ppm pour le nettoyage des poissons entiers. Avec de telles concentrations, on ne peut que s'attendre à des niveaux élevés de composés organohalogénés. Toutefois, même en supposant que l'eau utilisée pour la transformation du poisson et la stérilisation des usines soient comparables à une eau potable de mauvaise qualité et puisse avoir un CTC10 atteignant 200 à 300 ug/L, la quantité totale de composés chloroorganiques serait tout de même minime, comparativement à celle qu'on retrouve dans l'effluent non traité des papeteries. Par exemple, un CTC10 de 200 ug/L d'eau ne signifierait qu'un déversement annuel d'environ 0,35 tonne pour Terre-Neuve, et autant pour les Maritimes. Bien que le volume de composés chloroorganiques soit faible en termes d'apport de polluants, la quantité déversée semble importante et mérite d'être ajoutée dans le calcul des composés organohalogénés dérivés de la chloration qui aboutissent dans le milieu aquatique. À noter aussi : comme les dosages de résidus de chlore utilisés pour le traitement du poisson sont plus élevés que ceux permis pour le traitement des eaux usées, ils risquent de produire des composés beaucoup plus susceptibles de se substituer au chlore que les sous-produits de la chloration et, de ce fait, ont plus de chances de persister dans l'environnement. Sans égard aux fluctuations annuelles dues aux arrivages de poisson et aux fermetures d'usines, la figure 44⁷ indique les principaux secteurs d'activité de Terre-Neuve et des Maritimes pour ce qui est de la transformation du poisson.

PERSISTANCE DANS LE MILIEU

La dégradabilité dans le milieu est un des facteurs les plus importants dont il faut tenir compte lorsqu'on évalue les effets des produits chimiques sur la santé et sur l'environnement. Comparativement à des hydrocarbures chlorés réfractaires tels que les PCB et les DDT, il est peu probable que la plupart des composés organochlorés dérivés de la chloration aient une persistance significative. Conformément à la chimie théorique, il a été démontré qu'un grand nombre des produits qui nous préoccupent, notamment les biphényles chlorés et les composés aromatiques, n'ont pas un taux de substitution très élevé, et que les composés dont le niveau de substitution au chlore est faible sont généralement considérés comme labiles dans l'environnement.

Confirmant l'idée d'une dégradabilité rapide, une étude sur place a signalé que des composés dérivés de la chloration de l'eau, qui avaient été tirés la baie Biscayne (Floride), étaient passablement labiles. On sait aussi que les acides gras chlorés contenus dans les farines chlorées sont métabolisés très efficacement par le système enzymatique des mammifères. Toutefois, il n'y a presque aucune donnée sur la persistance relative de différents genres de produits organiques dérivés de la chloration, dont on ne sait pas encore si le rythme de dégradation se mesure en jours, en semaines ou en mois. De même, la bioaccumulation et la persistance de ces produits chez différentes espèces animales méritent aussi qu'on s'y intéresse.

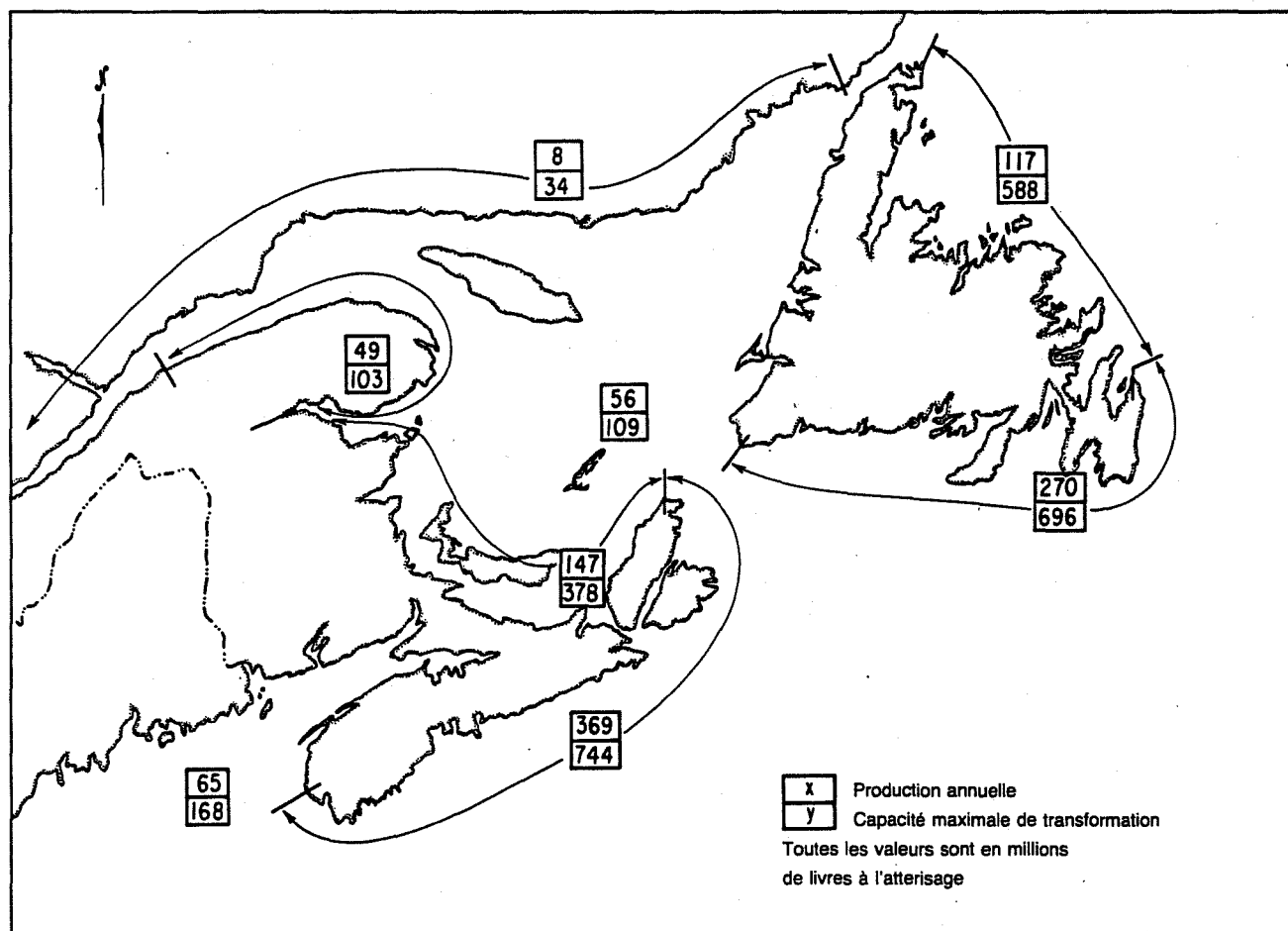


Figure 4 : Répartition et capacités des usines de congélation.

RÔLE DE L'ÊTRE HUMAIN ET DE LA NATURE DANS LA PRODUCTION D'ORGANOHALOGÈNES

Comme on l'a vu, la chloration de l'eau peut engendrer toutes sortes de composés chloroorganiques; cependant, il faut savoir qu'à l'échelle de la planète, l'environnement aquatique lui-même pourrait bien être une source non négligeable d'organohalogènes toxique dont un grand nombre sont des mutagènes ou des

carcinogènes reconnus (étudiés par Payne et Rahimtula⁴⁸). Au nombre des composés toxiques dont on sait qu'ils sont produits par des plantes marines, on trouve plusieurs haloformes communs au processus de chloration de l'eau, y compris des agents mutagènes tels que le bromoforme, le dibromochlorométhane et le dichlorobromométhane, ainsi qu'un agent carcinogène notoire, en l'occurrence le chloroforme. De plus, un grand nombre des organohalogènes de poids moléculaire élevé qui sont communs aux plantes marines renferment tous une variété de mutagènes; récemment, cinq composés polyhalogénés qui avaient été isolés à partir d'une source d'algues marines se sont tous révélés être des agents mutagènes. Les organismes marins et terrestres contiennent aussi de nombreux autres composés halogénés dont une bonne partie ont des structures analogues à celles de carcinogènes et d'autres agents toxiques reconnus. Les observations récentes suivant lesquelles de nombreux composés contenus dans le milieu aquatique naturel seraient très susceptibles de donner des résultats tels que la mutagénicité et la carcinogénicité, revêtent une importance indéniable, et devraient être prises en compte lorsqu'il s'agit d'évaluer les avantages et les risques que comporte l'utilisation du chlore. Cependant, l'énigme que posent les produits toxiques naturels ne signifie pas que nous devons abandonner nos craintes quant aux effets possibles de l'utilisation du chlore pour la santé et l'environnement, particulièrement dans les procédés susceptibles de produire des sources ponctuelles de concentrations relativement fortes d'organohalogènes.

CONCLUSIONS

Les nombreux avantages du chlore comme agent de désinfection, agent antisalissures et agent de blanchiment sont reconnus partout; pourtant, on se préoccupe depuis quelques années des risques que l'usage généralisé du chlore pourrait représenter pour la santé et l'environnement. Le chlore et les composés de résidus du chlore qui ont une capacité d'oxydation sont tous deux très toxiques pour les animaux aquatiques; c'est pourquoi les règlements actuels visent à assurer une dilution suffisante des effluents afin de réduire au minimum les effets aigus et sous-aigus de ces produits dans les eaux réceptrices. Les différents procédés de chloration peuvent produire une foule d'organohalogènes et d'autres produits inédits qui devraient actuellement faire l'objet de notre attention. Les observations selon lesquelles des composés formés comme sous-produits de la chloration de l'eau ont des propriétés mutagènes dans les systèmes bactériens sont particulièrement intéressantes, car les organismes de réglementation acceptent maintenant la mutagénécité comme un facteur toxicologique important. Du point de vue de la réglementation, il faudrait aussi se préoccuper des possibilités de formation de nombreux composés organohalogénés, dont un grand nombre sont analogues aux composés considérés comme contaminants prioritaires par les organismes de réglementation des États-Unis

et du Canada. Pour la plupart, les composés découlant de divers procédés de chloration sont probablement labiles dans le métabolisme et dans l'environnement, et il semble bien que des composés indentiques ou analogues soient assez répandus dans la nature. Nous devons toutefois évaluer la persistance dans l'environnement des composés dérivés de la chloration et déterminer si ces composés s'accumulent dans les organismes biotiques, tout particulièrement dans les crustacés qui se trouvent près de sources ponctuelles de contamination grave. Dans les Maritimes, les principales sources de ce genre pourraient inclure les papeteries, et les sources moins importantes comprendraient les usines de transformation du poisson et de traitement des eaux usées.

En résumé, une étude préliminaire s'impose pour connaître ce qu'il advient des différents composés chloroorganiques que rejettent les papeteries et les usines de traitement des eaux usées et de transformation du poisson dans les systèmes aquatiques récepteurs situés près des rives. La dilution des effluents peut atténuer les problèmes de toxicité aiguë liés aux déversements ponctuels de chlore et de résidus chlorés, mais d'autre part, la production de composés relativement persistants, ne serait-ce qu'en faibles concentrations, pourrait susciter de nouvelles inquiétudes pour l'environnement, tant en mer que près des rives.

REMERCIEMENTS

Nous voulons témoigner notre reconnaissance aux personnes suivantes pour l'aide qu'elles nous ont apportée : K. Spencer et B. Sears, direction de l'Inspection, ministère des Pêches et Océans, St. John's; D. McLeese, direction de la Recherche, ministère des Pêches et Océans, St. Andrews; R. Benjamin et M. Guilcher, Service de protection de l'environnement, Dartmouth; R. Harvey, Service de protection de l'environnement, St. John's; K. Dominey, ministère provincial de l'environnement, St. John's.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. White, G.C. 1978. Current chlorination and dechlorination practices in the treatment of potable water, wastewater and cooling water, p. 1-18. In: R.L. Jolley (ed), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 439 p.
2. Neal, R.A. 1980. Known and projected toxicology of chlorination by-products, p. 1007-1017. In: R.L. Jolley, W.A. Brungs, R.B. Cumming (eds.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 1171 p.
3. Health and Welfare Canada. 1982. Municipal wastewater disinfection in Canada: need and application, p. 5. In: A Report of the Working Group on Wastewater Disinfection to the Federal-Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health, Information Directorate, Dept. National Health and Welfare, Ottawa, Canada.

4. Morris, J.C. 1978. The chemistry of aqueous chlorine in relation to water chlorination, p. 21-35. In: R.L. Jolley (ed), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 439 p.
5. Carpenter, J.H. and D.L. Macalady. 1978. Chemistry of halogens in sea water, p. 161-179. In: R.L. Jolley (ed.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 439 p.
6. Middaugh, D.P. and W.P. Davis. 1976. Impact of chlorination processes on marine ecosystems. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA-600/3-76-079, Water Quality Research of the U.S. EPA USA NTIS PB-257-091.
7. Pierce, R.C. 1978. The aqueous chlorination of organic compounds: chemical reactivity and effects on environmental quality, p. 25-34. National Research Council of Canada, Publication No. 16450, 136 p.
8. Inman, G.W. and J.D. Johnson. 1978. The effect of ammonia concentration on the chemistry of chlorinated sea water, p. 235-242. In: R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton (eds.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 909 p.
9. Brungs, W.A. 1973. Effects of residual chlorine on aquatic life - a literature review. J. Water Pollut. Control Fed., 45: 2180-2193.
10. Hall, L.W., D.T. Burton and L.H. Liden. 1981. An interpretative literature analysis evaluating the effects of power plant chlorination on fresh water organisms. CRC Critical Reviews in Toxicology, 9(1): 1-20.
11. Davis, W.P. and D.P. Middaugh. 1978. A revised review of the impact of chlorination processes upon marine ecosystems: Update 1977, p. 283-310. In: R.L. Jolley (ed.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 439 p.
12. Loper, J.C., D.R. Lang, R.S. Schoeny, B.B. Richmond, P.M. Gallagher and C.C. Smith. 1978. Residue organic mixture from drinking water show in vitro mutagenic and transforming activity. J. Toxicol. Environ. Health, 4: 919-938.
13. Rappsport, S.M., M.G. Richard, M.C. Hollstein and R.E. Talcott. 1979. Mutagenic activity in organic wastewater concentrate. J. Environ. Sci. Technol., 13(8): 957-961.
14. Nestmann, E.R., G.L. LeBel, D.T. Williams and D.J. Kovibel. 1979. Mutagenicity of organic extracts from Canadian drinking water in the Salmonella mammalian microsome assay. Environ. Mutag., 1: 337-345.
15. Payne, J.F., I. Martins, D. Fagan and A. Rahimtula. 1980. Mutagens in aquatic environments: water chlorination and petroleum sources of polycyclic aromatics as major contributors, p. 845-850. In: R.L. Jolley, W. Brungs, R.B. Cumming (eds.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 1171 p.
16. Gaffney, P.E. 1977. Chlorobiphenyls and PCBs: formation during chlorination. J. Water Pollut. Cont. Fed., 49: 401-404.

17. Oyler, A.R., D.L. Bodenner, K.J. Welch, R.J. Liukkonen, R.M. Carlson, H.L. Kopperman and R. Caple. 1978. Determination of aqueous chlorination reaction products of polycyclic aromatic hydrocarbons by reversed phase high performance liquid chromatography gas chromatography. *Analyt. Chem.*, 50: 837-842.
18. Snider, E.H. and F.C. Alley. 1979. Kinetics of the chlorination of biphenyl under conditions of water treatment processes. *Environ. Sci. Technol.*, 13: 1244-1248.
19. U.S. Environmental Protection Agency. 1975. Preliminary assessment of suspected carcinogens in drinking water. Report of Congress, Washington, D.C., U.S. Government Printing Office.
20. Health and Welfare Canada. 1977. National survey of halomethanes in drinking water. Environmental Health Directorate, Dept. National Health and Welfare, Ottawa, Canada.
21. Sonneborn, M. and B. Bohn. 1978. Formation and occurrence of haloforms in drinking water in the Federal Republic of Germany, p. 537-542. In: R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton, Jr. (eds.), *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 2, Ann Arbor Science, Michigan, 909 p.
22. Cantor, K.P., R. Hoover, T. Mason and L.J. McCabe. 1977. Association of cancer mortality rates and trihalomethane levels in municipal drinking water supplies. *Am. J. Epidemiol.*, 106: 230-231.
23. DeRouen, J.A. and J.F. Diem. 1975. The New Orleans drinking water controversy. A statistical perspective, *Am. J. Public Health*, 65: 1060-1062.
24. Kuzma, R.J., C.M. Kuzma and C.R. Buncher. 1977. Ohio drinking water source and cancer rates. *Am. J. Public Health*, 67: 725-729.
25. Page, T., R.H. Harris and S.S. Epstein. 1976. Drinking water and cancer mortality in Louisiana. *Science (Washington)*, 193: 55.
26. National Academy of Sciences. 1980. Drinking water and health. Washington, D.C.
27. Council on Environmental Quality. 1980. Drinking water and cancer: a review of recent findings and assessment of risks. Washington, D.C.
28. Ross, S.A., P.H.M. Gou and B.E. Jank. 1980. Design and selection of small wastewater treatment systems. Environmental Protection Service, Environment Canada, Report No. EPS-3-WP-80-3, 396 p.
29. Larson, R.A. and R.L. Rockwell. 1979. Chloroform and chlorophenol production by decarboxylation of natural acids during aqueous chlorination. *Environ. Technol.*, 13(3): 325-329.
30. Oliver, B.G. and S.A. Visser. 1980. Chloroform production from the chlorination of aquatic human material: the effect of molecular weight, environment and season. *Water Research*, 14: 1137-1141.
31. Mattice, J.S. and H.E. Zittel. 1976. Site-specific evaluation of power plant chlorination. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48(10): 2284-2308.

32. National Academy of Sciences, National Academy of Engineering. 1972. Water Quality Criteria, US-EPA R3-73-033.
33. European Inland Fisheries Advisory Commission. 1973. Water quality criteria for European fresh water fish, report on chlorine and fresh water. Technical Report No. 29 (Rome: FAO, 1973).
34. United States Environmental Protection Agency. 1976. Quality Criteria for Water. US-EPA 440/9-76-023.
35. Great Lakes Water Quality Boards. 1976. Great Lakes water quality. Annual Report, International Joint Commission.
36. Hardell, H.L. and F. deSousa. 1977. Characterization of spent bleaching liquors, Part 1 - Spent liquors from the chlorine and alkali extraction stages in the prebleaching of pine kraft pulp. Svensk. Papperstidn., 80: 110-120.
37. Lund, J.H., C.R. Cook, H.P. Meier, L.T.K. Chung and J.M. Leach. 1979. Effects of oxygen delignification of kraft mill effluent quality. Canada Department of the Environment, CPAR Report No. 914-1.
38. Leach, J.M. 1980. Loadings and effects of chlorinated organics from bleached pulp mills, p. 325-334. In: R.L. Jolley, W.A. Brungs, R.B. Cumming (eds.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 1171 p.
39. Ander, P., K. Eriksson, M.C. Kolar, K. Kringstod, V. Rannug and C. Ramel. 1977. Studies on the bleaching properties of bleaching effluents. Sven. Papperstidn., 80: 454-459.
40. Bjorseth, A., G.E. Carlberg and M. Moller. 1979. Determination of halogenated organic compounds and mutagenicity testing of spent bleach liquors. Sci. Total Environ., 11: 197-211.
41. Christman, R.F. 1980. Editorial: a perspective on chlorination. Environ. Sci. Technol., 14(1): 5.
42. Supply and Services Canada. 1978. National inventory of municipal wastewater and wastewater systems in Canada, 1977. Cat. No. EM 44-10/1977., ISBN: 0-660-00917-7.
43. Collins, H.F. and D.G. Deaner. 1973. Sewage chlorination versus toxicity - a dilemma? J. Eng. Dev., 99: 761.
44. Bellania, M.A. and D.S. Bailey. 1975. A case history of some effects of chlorinated effluents on the aquatic ecosystem in the lower James River in Virginia. 45th Wat. Poll. Cont. Fed. Conf., Miami Beach.
45. Servizi, J.A. and D.W. Martens. 1974. Preliminary survey of toxicity of chlorinated sewage to sockeye and pink salmon. International Pacific Salmon Fisheries Commission, New Westminster, B.C., Progress Report, No. 30.
46. Tsai, C. 1973. Water quality and fish life below sewage outfalls. Trans. Am. Fish. Soc., 102: 281-292.

47. Blackwood, C.M. 1974. Fish processing capability of plants in the Atlantic Region. Paper Presented to the Federal-Provincial Atlantic Fisheries Committee Meeting on Utilization of Atlantic Marine Resources, Montreal.

48. Payne, J.F. and A. Rahimtula. 1981. Water chlorination as a source of aquatic environmental mutagens, p. 209-221. In: M.A.Q. Khan and R.H. Stanton (eds.), Toxicology of Halogenated Hydrocarbons: Health and Ecological Effects, Pergamon Press, New York, 396 p.

CHARBON ET PRODUITS A BASE DE CHARBON

P.B. Eaton*, J.F. Uthe** et G.R. Sirota**

INTRODUCTION

La fin des années 1970 et le début des années 1980 ont été marqués par la réapparition du charbon en tant que source majeure et essentielle d'énergie. Outre l'usage que l'on fait du charbon dans les chambres de combustion pour combustible solide et dans les usines de gazéification, on investit en ce moment beaucoup de temps et d'énergie dans une étude de faisabilité concernant la liquéfaction du charbon en vue de la préparation de combustibles liquides qui remplaceraient les combustibles actuellement tirés du pétrole. La région de l'Atlantique, surtout la Nouvelle-Ecosse qui dispose d'importantes réserves de charbon, va probablement essayer d'utiliser plus de charbon et de produits à base de charbon pour réduire la consommation de produits pétroliers dans la région.

L'extraction et l'utilisation du charbon peuvent s'accompagner de problèmes dans l'environnement. L'extraction du charbon produit d'importantes quantités de déchets liquides et solides, comme d'ailleurs le lavage et l'enrichissement du charbon. Les déchets liquides contiennent des métaux lourds extraits par lixiviation du charbon et de la roche stérile qui y est associée. La combustion du charbon produit beaucoup de cendres et de pollution dans l'air, comparativement au mazout. La cokéfaction et la gazéification du charbon engendrent des sous-produits liquides et goudronneux qui, bien que servant souvent de combustibles ou de produits chimiques d'appoint, sont une source particulière d'inquiétude car, sur le plan épidémiologique, on les a régulièrement associés au cancer chez l'homme et on a montré qu'ils étaient cancérogènes chez les animaux de laboratoire¹. On a généralement imputé l'activité cancérogène de ces substances à la présence d'une classe de produits chimiques connus sous le nom d'hydrocarbures aromatiques polynucléés ou polycycliques (PAH) constitués de trois noyaux aromatiques fusionnés ou plus. On connaît bien, également, les composés hétéroaromatiques PAH, car l'oxygène, l'azote et le soufre peuvent remplacer un ou plusieurs atomes de carbone des noyaux. En outre, l'alcoylation des différentes présentations de noyaux aromatiques rend cette catégorie de composés extrêmement complexe; dans la plupart des sources, ces composés se présentent sous forme de mélanges extrêmement complexes. Il n'est pas exceptionnel que les analystes contemporains identifient par centaines des composés d'hydrocarbures aromatiques polynucléés ou polycycliques (PAH) différents dans une seule source naturelle ou industrielle (voir les tableaux de Snook et al.²). Les PAH sont présents dans les combustibles fossiles, mais le principal souci environnemental suscité par ces composés découle du fait que de grandes quantités de PAH non soumis à l'alcoylation sont formées pendant la combustion de tous les types de combustibles à base de charbon. Une combustion inefficace, comme celle du bois dans un foyer ouvert ou dans un poêle à circulation d'air limitée, produit plusieurs milliers de fois la quantité de PAH dégagée pendant une période de combustion équivalente dans un four au mazout ou au gaz efficace³. Les produits liquides issus de la liquéfaction du charbon ou de la production de coke sont extrêmement riches en PAH et l'on rencontre couramment des niveaux de PAH se situant entre 25 et 50 pour cent^{4,5}.

* Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth (N.-E.)

** Direction générale de la recherche sur les pêches, Pêches et Océans, Halifax (N.-E.)

Les liquides et goudrons à base de charbon contiennent des quantités appréciables de produits chimiques autres que les PAH, tels que les acides dérivés du goudron (des phénols, des naphthols, des crésols, des xylénols, notamment), les produits à base de goudron (des pyridines, des acridines, des quinoléines, etc.) et un grand nombre de composés neutres d'azote, d'oxygène et de soufre (par exemple le mercaptan éthylique, le thiophène, l'oxyde de biphenylène, l'acétone, l'acétonitrile et le carbazol). Les produits chimiques comme les produits à base de phénol sont toxiques pour le poisson, en altèrent le tissu et peuvent entraîner un comportement d'évitement⁶. L'étude du rôle de ces matières dans l'environnement dépasse le cadre du présent article qui traitera seulement des effets, sur le milieu marin, de l'extraction et de l'utilisation du charbon ainsi que de la présence des hydrocarbures aromatiques polynucléés ou polycycliques (PAH) résultant de la production et de l'utilisation des produits à base de charbon.

EXPLOITATION DU CHARBON DANS LA REGION DE L'ATLANTIQUE

L'exploitation du charbon a des effets beaucoup plus marqués sur les systèmes terrestres d'eau douce que sur le milieu marin à cause de la propriété qu'a l'eau salée d'amortir les effets des déchets acides. La région canadienne de l'Atlantique recèle des gisements houillers en grand nombre, situés tant à l'intérieur des terres que le long des côtes, dont certains sont exploités depuis le milieu du XVIII^e siècle et le début du XIX^e siècle. En Nouvelle-Ecosse, le gisement houiller de Sydney (production totale de 1863 à 1976: 259 millions de tonnes) est de loin le plus important; arrivent aux deuxième et troisième rangs les gisements de Pictou (63 millions de tonnes) et de Springhill (35 millions de tonnes)⁷. Il existe au moins douze gisements houillers dans la région de l'Atlantique et un grand nombre de mines de charbon qui, pour la plupart, déversent leurs eaux résiduelles et effluents dans le milieu marin⁸. Ces mines sont dotées d'un certain nombre d'usines de préparation et de lavage du charbon où l'on procède à son enrichissement avant utilisation. La figure 1 montre les lieux de déversement, dans le milieu marin, des résidus provenant des installations d'extraction et d'enrichissement du charbon dans la région canadienne de l'Atlantique.

Les effets de l'exploitation du charbon sur le milieu marin proviennent 1) de la nature chimique du charbon et de la roche carbonifère et 2) de la production de fines matières particulaires accompagnant l'exploitation, le broyage ou le lavage du charbon. Sous ce rapport, les préoccupations d'ordre écologique concernant l'exploitation du charbon rejoignent les préoccupations suscitées par les activités d'extraction des métaux dans la région. En outre, tout charbon contient une importante quantité de soufre (1,8 % dans certains charbons de Nouvelle-Ecosse, jusqu'à 6,1 % dans certains charbons du Nouveau-Brunswick) qui favorise un niveau élevé d'acidité dans les eaux résiduelles d'exploitation, niveau qui à son tour accroît la solubilité des ions des métaux lourds. Le charbon de la région de l'Atlantique contient notamment les métaux lourds suivants: du chrome (3,0 à 65,4 ppm), du cuivre (3,6 à 32,3 ppm), du plomb (1,8 à 55,9 ppm), du titane (510 à 2 920 ppm), de l'arsenic (4,3 à 311 ppm) et du nickel (4,5 à 34,6 ppm).

Nous n'avons pas d'image précise des eaux résiduelles issues de l'exploitation du charbon au Canada, car la plupart des études ont porté uniquement sur les paramètres habituels tels que les solides en suspension, la turbidité, la demande biochimique d'oxygène (BOD), le pH, etc.⁹. Cependant, dans une étude environnementale des installations d'extraction et de traitement du charbon en Nouvelle-Ecosse et au Nouveau-Brunswick, Day et al.⁸ ont justement étudié les teneurs en métaux lourds (Pb, Cu, Cd, Zn, Hg, Fe, Al, As et le cyanure), en plus de s'être penchés sur d'autres paramètres d'étude de l'environnement comme les solides en suspension, l'alcalinité, la conductibilité, l'oxygène dissous, la température, etc. Les

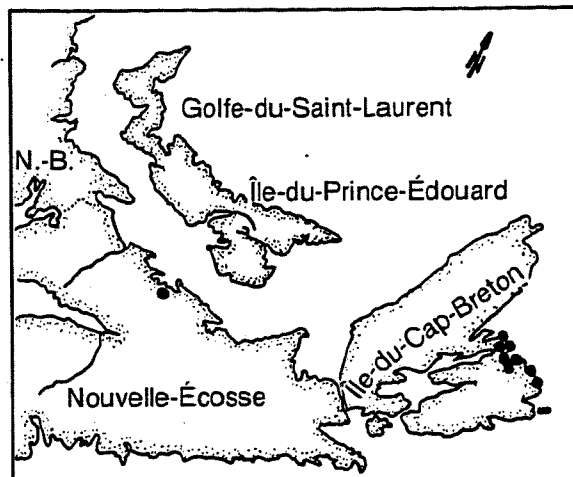


Figure 1: Lieux de déversement des résidus de l'exploitation et de l'enrichissement du charbon

résultats de leur étude ont permis de constater que, sur les 18 éléments examinés (6 mines souterraines, 4 mines à ciel ouvert, 4 usines de préparation du charbon, 2 mines abandonnées, 1 mine à ciel ouvert reconstruite et 1 réceptacle principal d'eau douce), 7 déversaient des effluents gravement toxiques pour le poisson (temps létal moyen - LT50 [truite arc-en-ciel] < 96 heures). Dans les sept cas susmentionnés de même que dans la plupart des autres endroits examinés par Day et al.⁸, les initiatives de traitement des déchets ont été jugées insuffisantes. Heureusement, le milieu marin possède la capacité de neutraliser l'acidité et, par là, de réduire la toxicité des effluents miniers. Ainsi, les principaux effets du déversement se limitent généralement aux abords immédiats du point de déversement. A plusieurs occasions, on a remarqué de grands panaches très colorés s'étendant au large des côtes, à bonne distance des points de déversement; ces panaches étaient probablement dus à la présence d'un floc d'oxydes de fer hydratés. On pense que les précipitations et le dépôt de particules de fer et d'autres métaux lourds peuvent contribuer à une contamination poussée de la vie et des sédiments marins dans des zones étendues situées au large des points de déversements; on ne dispose cependant d'aucune donnée confirmant cette hypothèse.

Les principaux constituants nocifs des eaux résiduelles provenant de l'exploitation du charbon examinés par Day et al.⁸ étaient l'acidité (faible pH), les métaux lourds (surtout le fer) et les solides en suspension. Les métaux (autres que le fer) contenus dans les effluents miniers n'ont pas été jugés comme vraiment préoccupants du point de vue de la toxicité. Comme on l'a mentionné antérieurement, cependant, les éléments à l'état de trace, même en faibles quantités, peuvent, sur de longues périodes, se transformer en précipités le long du littoral et occasionner une concentration dans les sédiments, ce qui contribue généralement à abaisser la qualité de la zone littorale.

CHARBON ET PRODUCTION D'ENERGIE

Tout accroissement de l'utilisation du charbon en Amérique du Nord va probablement influencer sur la qualité de l'océan en raison d'un apport accru de produits de la combustion et de divers contaminants véhiculés par les processus atmosphériques. La région canadienne de l'Atlantique est malheureusement placée au vent de la majeure partie des régions industrielles d'Amérique du Nord et,

de ce fait, elle reçoit une grande partie des contaminants rejetés dans l'atmosphère par les régions du centre du Canada, du centre et de l'est des Etats-Unis. A elle seule, la Nouvelle-Ecosse reçoit environ 67 000 tonnes de produits sulfureux émanant de ces sources¹⁰. Une grande partie de ces contaminants rejetés dans l'atmosphère sont dus à la combustion du charbon. Outre le SO_2 et le NO_x , les rejets dans l'atmosphère issus de la combustion de combustibles fossiles fournissent un apport considérable de métaux lourds et de polluants organiques qui, sous forme gazeuse ou de matières particulaires, peuvent être charriés dans l'atmosphère sur des centaines de milles. Bien que les pluies acides aient peu d'effets sur les océans capables d'en amortir l'action, leur présence peut indiquer que d'autres produits de la combustion se retrouvent dans le milieu marin où ils se dissolvent ou s'accumulent dans les biotes ou les sédiments marins.

CONSEQUENCES DE L'UTILISATION DU CHARBON SUR LE MILIEU MARIN

Contaminants rejetés dans l'atmosphère

Sur les cinq centrales électriques fonctionnant au charbon en Nouvelle-Ecosse et au Nouveau-Brunswick, quatre sont situées à des endroits tels que les contaminants rejetés par elles dans l'air sont couramment transportés au-dessus des eaux océaniques. On a montré que les régions où l'on note le plus abondant dépôt annuel de SO_2 et d'autres produits de la combustion sont souvent situées dans une zone de 5 à 30 kilomètres des centrales électriques, ce qui indique que la majeure partie des contaminants rejetés dans l'atmosphère par les centrales de la région tombe dans la mer.

On a constaté la présence de concentrations plus importantes de cadmium, de nickel, de zinc, de cuivre et de plomb dans le sol et la végétation, aux abords des centrales fonctionnant au charbon¹², ainsi que dans les dépôts atmosphériques dans un rayon de 10 km d'une centrale électrique¹³. Il est cependant difficile de mesurer l'apport de ces éléments charriés en milieu marin côtier par les processus atmosphériques à cause du brassage dans le système côtier, qui est un système dynamique, et à cause de la nature très diffuse de l'apport. On estime néanmoins que l'apport atmosphérique de ces contaminants est à tout le moins comparable à l'apport fluvial¹⁴. A l'échelle de l'océan, l'importance de cet apport est difficile à évaluer. Bien que certains éléments soient toxiques, ils peuvent, comme c'est le cas du cuivre contenu dans les eaux de surface loin au large, faire office d'éléments limitatifs essentiels à la vie marine de ce milieu.

Il est vrai, d'autre part, que les composés anthropogéniques tels que les organohalogènes, les hydrocarbures et les autres substances organiques d'origine industrielle présentent des dangers pour le milieu marin. La combustion du charbon entraîne le rejet d'un certain nombre de composés organiques dans l'atmosphère, dont les principaux sont les hydrocarbures aromatiques polynucléés (PAH), charriés sur de longues distances sous forme de particules ou de composants volatils résiduels et se déposant dans le milieu marin, même si leur source d'émission est parfois située bien à l'extérieur de la région des Maritimes¹⁵. On n'a pas déterminé la quantité des PAH ainsi accumulée en milieu marin, mais on peut évaluer la quantité de PAH dégagée par la combustion, à partir de la quantité annuelle de benzo[a]pyrene (BaP) rejetée dans l'atmosphère, soit 1 200 tonnes métriques, suite à la combustion aux Etats-Unis¹⁶. Comme le BaP représente environ 5 à 10 % des PAH totaux, Uthe¹ évalue à environ 25 000 tonnes la quantité totale des PAH ainsi rejetée. C'est à proximité des lieux de la combustion que l'accumulation des particules ou des composants volatils résiduels est la plus forte; l'accumulation baisse rapidement à mesure que l'on s'éloigne de la source.

Déchets solides et liquides

Les effluents (autres que l'eau de refroidissement) d'une centrale électrique représentent généralement moins de 5% de la quantité totale d'eau utilisée, mais contiennent le gros des polluants du charbon évacués dans l'eau. On emploie l'eau dans les systèmes d'évacuation des cendres et pour le nettoyage du matériel. L'eau polluée provient également des liquides s'écoulant des tas de charbon, du contenu des conduits d'évacuation de la cour et de l'établissement, des matières filtrant des zones de mise au rebut, des déchets des stations de traitement des eaux usées et du produit de l'extraction des chaudières. De toutes ces sources d'eaux résiduelles, le principal apport provient, dans bien des stations, du déversement direct de l'eau acheminant les cendres du charbon de la station jusqu'au bassin de décantation ou bassin de stabilisation. Dans les stations côtières comme celles de Lingan, de Trenton et de Seaboard, en Nouvelle-Ecosse, et celle de Dalhousie, au Nouveau-Brunswick, ces effluents rejoignent les eaux océaniques ou estuariennes au sortir d'un quelconque bassin de décantation.

Les centrales électriques fonctionnant au charbon ont toutes ce problème de l'élimination des cendres. Environ 3,7 millions de tonnes de cendres de charbon sont produites annuellement au Canada. La quantité de cendres varie suivant le type de charbon: charbon bitumineux (10 % de cendres), sous-bitumineux (15 %) et lignite (30 %). En Nouvelle-Ecosse, où quelque 1 940 000 tonnes de charbon sont brûlées annuellement, les cendres représentent au moins 200 000 tonnes par an, car le charbon de la Nouvelle-Ecosse est un charbon bitumineux et sous-bitumineux donnant entre 10 et 15 % de cendres¹².

Les cendres de charbon et leur lixiviat présentent des risques pour l'environnement à cause du grand nombre de produits chimiques qui s'y concentrent pendant la combustion. Ces produits chimiques comprennent la plupart des métaux contenus dans le charbon. Certains de ces métaux, tels que l'arsenic, le baryum, le bore, le cadmium, le chrome, le cuivre, le sélénium et le zinc sont amenés par lixiviation dans l'eau transportant les cendres. Le lixiviat provenant des dépôts de cendres désaffectés peut être acheminé jusqu'au milieu marin par écoulement ou par la nappe phréatique. A ce propos, on a examiné un bassin de dépôt des cendres volantes de charbon ainsi qu'un système collecteur d'eau, en Caroline du Sud, et l'on a constaté que les sédiments et les organismes biotiques renfermaient des niveaux élevés de dix éléments toxiques¹³.

Le fait que l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis a envisagé de placer les cendres de charbon dans la catégorie des "substances dangereuses" témoigne de la gravité du problème que pose l'élimination des cendres de charbon. On a démontré que la partie soluble de la cendre de charbon, qui renferme divers produits chimiques, notamment du molybdate, du borate, du fluorure, du séléniate et de l'arséniate, a des effets extrêmement toxiques sur les algues d'eau douce¹⁷. Il est vrai que les milieux d'eau douce sont beaucoup plus vulnérables à la toxicité de ces produits que les milieux d'eau salée du fait qu'ils ne possèdent pas le même pouvoir tampon et les mêmes possibilités de dilution; il demeure que le milieu marin peut lui aussi être contaminé par l'eau et le lixiviat transportant les cendres de charbon.

Les résidus de charbon ne sont pas rejetés dans l'océan, au large de la côte est du Canada, mais des études concernant les lieux de dépôt des cendres et des résidus houillers au large des côtes du Royaume-Uni révèlent une faune benthique gravement décimée à certains endroits et la migration possible des fines matières de cendres volantes dans les eaux peu profondes (<30) sous l'action des vagues et des courants marins^{18,19}.

Les importants dépôts de charbon stockés aux centrales thermiques et aux installations de préparation du charbon sont à l'origine d'un écoulement contenant des éléments solubles provenant du charbon. Le volume des effluents de ces sources n'est pas considérable, mais, la plupart du temps, il ne subit aucun traitement spécial. Ces effluents s'associent aux liquides d'autre provenance pour aller rejoindre le système collecteur d'eau directement ou après avoir séjourné dans un bassin de décantation aussi utilisé pour la boue de cendre. L'usine thermique de Dalhousie, au Nouveau-Brunswick, traite en même temps les liquides s'écoulant des dépôts de charbon et les autres résidus d'exploitation. C'est cependant le seul endroit, dans la région de l'Atlantique, où l'on traite ces résidus²⁰. Le tableau 1 présente les concentrations de métaux lourds observées dans le lixiviat provenant des dépôts de charbon.

TABLEAU 1 - CONCENTRATIONS DES METAUX LOURDS PRESENTS DANS LE LIXIVIAT S'ÉCOULANT DES DEPOTS DE CHARBON, DANS TROIS INSTALLATIONS DE LA REGION DE L'ATLANTIQUE²⁰

	Lixiviat du dépôt de charbon de Dalhousie ^a (mg/L)	Ecoulement du dépôt de charbon de Lingan (mg/L)	Lixiviat de Victoria Jn (mg/L)
Arsenic	40.0	0.70	0.1
Cuivre	8.0	0.52	0.005
Plomb	0.2	< 0.1	0.32
Nickel	7.8	1.4	-
Chrome	2.0	< 0.05	-
Zinc	14.5	5	-
Mercure	-	-	0.0009
Aluminium	-	-	0.047
Cadmium	-	-	-

a - Lixiviat non traité

Les concentrations habituelles de matières organiques à l'état de traces dans l'écoulement des tas de charbon sont les suivantes: benzène 2,6 mg/L; chloroforme 9,3 mg/L; chlorure de méthylène 22 mg/L; toluène 1,8 mg/L; et esters de phtalate 450 µg/L.

PRODUITS A BASE DE CHARBON ET UTILISATION DE CES PRODUITS EN MILIEU MARIN

Cokéfaction et production de goudron de houille

Outre le coke et le gaz, la cokéfaction, qui est le processus de distillation réductrice du charbon en vue de l'obtention d'un produit combustible à haute température, donne également une quantité considérable de goudron de houille. Le goudron de houille est la désignation descriptive utilisée pour tous les liquides, goudrons et condensés solides d'aspect vitreux produits pendant la carbonisation du charbon; c'est un produit pyrolytique et, comme tel, il constitue un mélange de produits chimiques extrêmement complexe. Une partie du goudron de houille est utilisée directement, mais un fort pourcentage est redistillé pour le réduire en diverse fractions, dont l'huile créosotée (verte) et l'huile d'anthracène (jaune)

aux teneurs très appréciables en PAH. Les résidus de la distillation du goudron de houille, connus sous le nom de brai de goudron de houille, contiennent également des PAH, surtout les composés obtenus aux points d'ébullition les plus élevés. Le brai de goudron de houille est employé dans la fabrication de revêtements protecteurs, de combustibles, de peintures, de papier goudronné, de revêtements de route, de produits d'imperméabilisation et d'électrodes^{22,27}.

Le charbon est utilisé très abondamment dans les industries métallurgiques, tant comme combustible que comme matière première servant à la production de coke. Le seul four de cokéfaction de la région de l'Atlantique est situé à Sydney, en Nouvelle-Ecosse, et appartient à la Sydney Steel Corporation. En 1980, les besoins en charbon de la sidérurgie de la Nouvelle-Ecosse s'établissaient à 570 000 tonnes et l'on s'attend à ce qu'ils grimpent à 1 600 000 tonnes d'ici à l'an 2000.

Liquides à base de charbon et le milieu marin

Les principaux produits à base de charbon utilisés dans la région canadienne de l'Atlantique sont sans aucun doute le goudron de houille et la créosote servant à préserver le bois tant en milieu terrestre qu'en milieu marin. Dans la région de l'Atlantique, on compte deux usines qui traitent le bois par pression: l'une à Truro, en Nouvelle-Ecosse, et l'autre, à Newcastle, au Nouveau-Brunswick. Pour être efficace comme agent de conservation en milieu marin, la créosote doit être aromatique à 99 % au moins, car aussi peu que 2 % de produits aliphatiques exposent le bois au Limnoria tripunctata (taret). La créosote est enrichie en PAH, comparativement au goudron de houille. La créosote ou les mélanges de créosote/goudron de houille sont très abondamment utilisés pour préserver le bois en milieu marin^{29,31} et, de ce fait, ils sont un apport local concentré de PAH, car les pilotis nouvellement mis en place laissent échapper de la créosote pendant un certain nombre d'années, suite au gonflement du bois au contact de l'eau³². C'est au cours des premières années d'utilisation des pilotis traités que la perte de créosote est la plus importante³³.

La cokéfaction du charbon servant à la production sidérurgique de Sydney, en Nouvelle-Ecosse, laisse des quantités assez considérables de goudron de houille qui pénètrent dans le milieu marin et sont à l'origine de niveaux de PAH élevés. Des quantités moins importantes de produits à base de charbon, servant à d'autres fins industrielles, sont transportées dans le milieu marin. On emploie abondamment le goudron de houille et le brai de goudron de houille dans le revêtement des routes, y compris pour sceller le pavé d'asphalte au moyen de particules de goudron de houille en suspension, dans les lieux résidentiels et commerciaux. La quantité de PAH incorporée dans le revêtement des routes ou s'en échappant pour pénétrer dans le milieu marin n'est pas connue.

Les peintures marines contiennent des quantités appréciables de PAH^{28,29} et peuvent être l'objet d'une certaine lixiviation après application. On n'a aucune donnée sur la quantité des produits à base de charbon utilisée dans les peintures marines de la région.

PROBLEMES LIES A LA PRESENCE DE PRODUITS A BASE DE CHARBON DANS LE MILIEU MARIN

La principale préoccupation actuelle d'ordre environnemental au sujet des produits à base de charbon dans le milieu marin concerne leur teneur en PAH. Rejetés, à cause de leur structure, de l'organisme de la plupart des espèces qui les absorbent, ces composés produisent cependant des substances intermédiaires qui sont des agents cancérogènes actifs^{34,35}. Les PAH présents dans le milieu marin nous posent deux problèmes qui peuvent être graves.

Tout d'abord, on s'interroge sur l'apparition de cancers et d'autres effets sublétaux chez les organismes biotiques marins. Bien qu'il ne semble pas exister de rapports signalant des cancers dus à des produits présents dans l'environnement chez les organismes biotiques de la région de l'Atlantique, on a trouvé des tumeurs chez les poissons de fond, dont on ne sait pas si elles sont malignes³⁶. Les recherches en cours à ce sujet, dans la région, ne sont pas intensives, mais on recueille actuellement des données sur la fréquence des tumeurs et autres lésions biopathologiques, entreprise coordonnée à l'échelle internationale dans l'Atlantique Nord par le Conseil international pour l'exploration de la mer.

Deuxièmement, on se penche sur la consommation humaine d'espèces de poissons renfermant des niveaux relativement élevés de PAH. Il se trouve des cas où le niveau des PAH présents dans le milieu est si élevé que même les animaux dont le métabolisme les transforme contiennent malgré tout certains PAH³⁷. Black et al. ont examiné la région autour d'une usine de traitement à la créosote et ont constaté la présence de PAH dans toutes les espèces étudiées, y compris le catostome noir (*Catostomus commersoni*), la truite brune (*Salmo trutta*) et les ammocètes de lamproie (probablement *Petromyzon marinus*). Les ammocètes de lamproie, qui se nourrissent par filtration et vivent dans les sédiments fluviatiles, montraient des niveaux de PAH plus élevés que ces sédiments eux-mêmes. On ne sait pas si le métabolisme de ces animaux possède les propriétés enzymatiques de l'oxydase à fonctions multiples, ce qui leur permettrait de transformer les PAH, bien qu'on ait constaté la présence d'oxydase chez les Elasmobranchii³⁸. Les animaux marins comme les mollusques bivalves et certains crustacés sont dépourvus d'oxydase à fonctions multiples et ils accumulent des quantités importantes de PAH dans leurs tissus. C'est dans les coquillages que l'on observe les niveaux de PAH les plus élevés^{24,39,40}.

On a démontré que les tissus des animaux se fixant aux structures créosotées ou vivant à proximité de ces structures, dans le milieu marin, recelaient des niveaux élevés de PAH. On a constaté que ces niveaux, tout au moins chez les moules (*Mytilus edulis*), baissaient à mesure que l'on s'éloignait de ces structures⁴¹. Zitko⁴² a montré que la présence des PAH dans les moules (*Mytilus edulis*), les bigorneaux (*Littorina littorea*) et les buccins (diverses espèces) ressemblait beaucoup à celle de la créosote, et il a émis l'hypothèse que les pilonis traités à la créosote, dans la zone de prélèvement, étaient la source de contamination aux PAH chez ces animaux. Eaton et Zitko⁴³ ont observé l'existence d'une contamination par les PAH très répandue chez ces espèces recueillies dans les eaux d'un certain nombre de ports pourvus de structures créosotées, dans la région de l'Atlantique.

Dunn et Fee⁴⁴ ont déterminé le niveau des BaP dans une grande variété de fruits de mer vendus sur le marché. Les échantillons de vertébrés aquatiques ne contenaient pas de BaP décelables, sauf lorsque les produits étaient apprêtés dans l'huile. Les échantillons de crabe et de crevettes contenaient peu ou pas de BaP. Tous les niveaux de BaP dans le homard frais étaient faibles dans les tissus de la queue, mais les sujets provenant des bassins aquatiques d'entreposage commercial faits de bois traités à la créosote avaient des niveaux de BaP aussi élevés que 281 ng/g de poids mouillé avec une échelle de variation de 4-281 et une moyenne de 78,9 ng/g. L'étude de treize composés PAH distincts dans le homard exposé à la créosote a révélé que la concentration totale de PAH dans la queue de l'animal s'élevait à 4 780 ng/g, dont 280 ng de BaP/g. Les niveaux observés dans l'hépatopancréas étaient environ dix fois plus élevés. Sirota et Uthe⁴⁵ ont confirmé la présence de PAH dans les tissus comestibles de la queue du homard ainsi que dans l'hépatopancréas; ils ont montré également que les coquillages apprêtés dans l'huile (moules et homard), échantillonnés dans des secteurs dont on sait qu'ils ont été contaminés par le mazout répandu accidentellement par le pétrolier Kurdistan en 1979, contenaient aussi des quantités appréciables de PAH.

Les activités de cokéfaction à la Sydney Steel Corporation de Sydney, en Nouvelle-Ecosse, sont à l'origine d'une étude approfondie sur les sources de PAH dans la région de Sydney et sur les niveaux de PAH dans les sédiments, les organismes biotiques, les effluents et l'air. Les analyses effectuées en 1980 et 1981 sur le homard par le ministère des Pêches et Océans ont indiqué que, à deux endroits du port, les concentrations de PAH dans l'hépatopancréas du homard s'élevaient à 78 100 ng/g et 21 000 ng/g de poids mouillé (niveaux moyens de douze composés PAH; dix sujets étudiés par endroit). Ces niveaux dépassent de beaucoup le niveau de contamination ambiant estimé chez le homard des zones côtières, niveau évalué à environ 3 000 ng/g⁴⁶.

Les résultats de l'étude faite suite aux analyses de 1980-1981 sur le homard révèlent une contamination généralisée des sédiments du port de Sydney et désignent comme principale source de contamination les eaux résiduelles de la cokerie. La contamination totale pour l'ensemble des 12 PAH trouvés dans les sédiments atteignait le niveau élevé de 2 829,06 mg/kg (poids sec) à proximité du lieu de déversement; elle était encore d'environ 40 à 50 mg/kg à 8 km en direction de l'entrée du port⁴⁷. Suite à cette étude, la pêche au homard dans la zone contaminée a été interdite.

Même 16 km plus loin, dans un autre bras du port de Sydney, les concentrations de 12 PAH dans les sédiments dépassaient 7 mg/kg. Les concentrations de BaP allaient de 108,53 mg/kg (poids sec), à proximité du lieu de déversement situé dans le bras sud, jusqu'à 0,37 mg/kg dans le bras nord. A l'entrée du port, à environ 16 km du lieu de déversement, les niveaux de BaP avaient chuté à 0,026 mg/kg, ce qui est encore supérieur au niveau de contamination ambiant que l'on peut considérer comme "sain", soit environ 0,005 mg/kg (pour l'ensemble des 12 PAH). La contamination ambiante dans les sédiments de la plaine abyssale de l'Atlantique s'établit à un niveau aussi peu élevé que 0,018 mg/kg (poids sec) pour l'ensemble des PAH⁴⁸.

L'échantillonnage effectué dans la baie de Tokyo, au Japon, indiquait des niveaux de BaP élevés (89 000 mg/kg en poids sec) dans les sédiments à proximité des points de déversement de deux entreprises industrielles pourvues de fours de cokéfaction. La situation est la même dans la baie d'Osaka et, dans les deux cas, les échantillons d'eau indiquaient que les BaP s'associaient à la matière particulaire⁴⁹.

Les échantillons de sédiments prélevés dans l'étang de décantation des produits à base de goudron de la Sydney Steel Corporation, étang qui reçoit les effluents de l'aciérie et des fours de cokéfaction, affichent des niveaux très élevés des 12 PAH examinés. L'anthracène (44 à 1 200 g/g), le benzo[a]anthracène et le chrysène (valeurs combinées: 110 à 2 700 mg/kg), les BaP (180 à 1 400 mg/kg) et le phénanthrène (150 à 3 100 mg/kg) sont les principaux.

En résumé, on peut conclure que, par lui-même, le charbon exploité utilisé comme combustible comporte des risques limités et localisés pour le milieu marin. Une exception, cependant: le transport aérien sur de longues distances des produits de la combustion du charbon dans les eaux océaniques pose un problème chronique d'envergure qu'on ne résoudra probablement pas avant les années 2000. C'est l'utilisation des produits à base de charbon tels que le goudron de houille et la créosote, source de contaminants (surtout de PAH), qui présente des risques plus graves pour le milieu marin, spécialement pour les régions côtières. Comme actuellement la créosote est le seul agent de préservation qui convienne pour traiter le bois dans les applications marines, on ne voit pas comment cette source de contamination pourrait disparaître avant longtemps. Des recherches plus poussées s'imposent pour que soit définie la nature exacte de la menace que font peser les PAH sur le milieu marin et sur les consommateurs humains des produits de la mer.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Uthe, J.F. 1979. The environmental occurrence and health aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons. Can. Tech. Rept. Fish. Aquat. Sci., 914; iii + 30 p.
2. Snook, M.E., R.F. Severson, R.F. Arrendale, H.C. Higman and O.T. Chortyk. 1977. The identification of high molecular weight polynuclear aromatic hydrocarbons in a biologically active fraction of cigarette smoke condensate. Beitrage fur Tabakforschung, 9: 79-101.
3. Peters, J.A., D.G. Deangelis and T.W. Hughes. 1981. An environmental assessment of POM emissions from residential wood-fired stoves and fireplaces. In: Cooke, M. and A.J. Dennis (Eds.), Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 571-581.
4. Lao, R.C., R.S. Thomas and J.L. Monkman. 1975. Computerized gas chromatographic-mass spectrometric analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. J. Chrom., 112: 681-700.
5. Karr, C., W.T. Abel and J.R. Comberati. 1977. Products from two-step coal liquefaction using three different first-step reactor packings. In: Ellington, R.T. (Ed.), Liquid Fuels from Coal. Academic Press, New York. pp. 19-44.
6. Sprague, J.B. and D.E. Drury. 1969. Avoidance reactions of salmonid fish to representative pollutants. Adv. Water Poll. Res., 5: 169-180.
7. Nova Scotia Department of Mines. 1978. A history of coal mining in Nova Scotia. Information Series No. 2.
8. Day, J.K., S.W. Dewis, B.J. Faught, D.A. Lord, H. Samant and G. Westlake. 1979. Environmental monitoring of coal mining and beneficiation facilities in Nova Scotia and New Brunswick, Canada. Env. Protection Service, Halifax, N.S. EPS-5-AR-79-5.
9. Dearborn Environmental Consulting Services. 1982. Identification and characterization of contaminants potentially present in Canadian coal wastewaters and assessment of the impact of these contaminants on the aquatic environment. For Water Pollution Control Directorate, EPS, Ottawa. March, 1982.
10. Wiltshire, J.F. 1979. The long range transport of atmospheric acids: a sulfur budget for Nova Scotia. Env. Prot. Serv. EPS-5-AR-79-8.
11. Ternan, G. Environmental Protection Service, Dartmouth, N.S., personal communication.
12. DOE, NH&W, EMR. 1980. Environmental health and safety aspects of coal-fired electrical power generation in Canada. A paper prepared jointly by Environment Canada, Health and Welfare Canada and Energy, Mines and Resources Canada. November, 1980.
13. Evans, D.W., J.G. Weiner and J.H. Horton. 1980. Trace element inputs from a coal burning power plant to adjacent terrestrial and aquatic environments. J. Air Poll. Control Assoc., 30(5): 567-573.
14. Bewers, J.M. 1979. Trace metals in the ocean. In: Long range transport of air pollution and its impacts on the Atlantic Region, workshop proceedings. Atmospheric Env. Service. Atl. Reg. October, 1979, pp. 64-65.

15. Windsor, J.G. and R.A. Hites. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Maine sediments and Nova Scotia soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43: 27-33.
16. Suess, M. 1976. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. *The Science of the Total Environment*, 6: 239-250.
17. Vocke, R.W., K.L. Sears, J. O'Tool and R. Wildman. 1980. Growth responses of selected freshwater algae to trace elements and scrubber ash slurry generated by coal-fired power plants. *Water Res.*, 14: 141-150.
18. Eagle, R.A., P.A. Hardiman, M.G. Norton, R.S. Nunny and M.S. Rolfe. 1979. The field assessment of effects of dumping wastes at sea: 5. The disposal of solid wastes off the northeast coast of England. *Fisheries Res. Tech. Rept.*, No. 51, ISSN 0308-5589. Lowestoft.
19. Nunny, R.S. 1978. A survey of the dispersal of colliery waste from Lynemouth Beach, Northumberland. *Fish. Res. Tech. Rept.*, No. 43. ISSN 0308-5589, Lowestoft.
20. Dearborn Environmental Consulting Services. 1981. Characterization and treatability of drainage from coal piles at Canadian steam electric stations. For Water Pollution Control Directorate, EPS, Ottawa. March, 1981.
21. Plansearch. 1981. Chlorinated phenols/phthalate esters in industrial effluents. For Env. Prot. Service, Dartmouth, N.S. Plansearch, Lavalin. February, 1981.
22. Hey, D.M. (Ed.). 1966. Coal. In: Kingzett's Chemical Encyclopaedia. Baillier Tindall and Cassell, London. pp. 228-235.
23. McGannon, H.E. (Ed.). 1971. The Making, Shaping and Treating of Steel. 9th Edition, Herbig and Held, Pittsburg, P.A.
24. Larson, B.A. 1978. Occupational exposure to coal tar pitch volatiles at pipeline protective coating operations. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 39: 250-255.
25. Banfield, T.A. 1974. Paint technology in the marine environment. *Paint Manufacture*, 44: 18-19.
26. Brown, P. 1973. Coal tar-urethane and coal tar-epoxy finishes for metals. *Metal Finishing*, 71: 42-44.
27. The British Coal Carbonization Research Association. 1975. Review of coal tar technology: 25(2). Issued November, 1975. Chesterfield, Derbyshire, England.
28. Baechler, R.H. and L. Roth. 1961. Further data on the extraction of creosote from marine piles. *Proc. Am. Wood Preservers' Assoc.*, 56: 124-129.
29. Mann, R.H. 1959. Introduction to "Symposium on economic implications and evaluations". In: Ray, D.L. (Ed.), *Marine Boring and Fouling Organisms*. University of Washington Press, Seattle. pp. 427-429.
30. Baechler, R.H. 1968. Further thought regarding variable performance of creosoted marine piling. *Proc. Am. Wood Preservers' Assoc.*, 56: 117-126.
31. Graham, R.D. 1959. Preservation of Douglas Fir marine piling. In: Ray, D.L. (Ed.), *Marine Boring and Fouling Organisms*. University of Washington Press, Seattle. pp. 451-459.

32. Sweeney, T.R., T.R. Price, R.A. Saunders, S.M. Miller and F.G. Smith-Walton. 1958. Coal tar creosote studies, Part I. A method for the accelerated evaluation of marine wood preservatives. Proc. Am. Wood Preservers' Assoc., 14: 295-301.
33. Gibb, H. 1978. Coal tar, creosote and coal tar neutral oil. Federal Register, 43: 202. October 18, 1978.
34. National Academy of Science (U.S.A.). 1972. Particulate polycyclic organic matter. Washington, D.C.
35. Payne, J.F. 1977. Mixed function oxidases in marine organisms in relation to petroleum hydrocarbon metabolism and detection. Mar. Poll. Bull., 8: 112-116.
36. Morrison, C.M., R.G. Pippy, G. Shum, C. Annand and P.H. Odense. 1979. Histology and incidence of pseudobranch tumors in Atlantic cod (Gadus morhua) in Halifax Harbour. International Council for the Exploration of the Sea, Statutory Meetings, Warsaw, CM: 1979/E: 31.
37. Black, J.J., T.F. Hart, Jr., and E. Evans. 1981. HPLC studies of PAH pollution in a Michigan trout stream. In: Cooke, M. and A.J. Dennis (Eds.), Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 343-356.
38. Philpot, K.R.M., M.O. James and J.R. Bend. 1977. Metabolism of benzo(a)pyrene and other xenobiotics by microsomal mixed-function oxidases in marine species. In: Source, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. Proceedings of the Symposium. Am. Inst. Biol. Sci., Arlington, Va., 1976. pp. 184-199.
39. Cahnman, H.J. and M. Kuratsume. 1957. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in oysters collected in polluted water. Anal. Chem., 29: 1312-1317.
40. Zobell, C.E. 1971. Sources and biodegradation of carcinogenic hydrocarbons. Proceedings - Joint conference on prevention and control of oil spills. Am. Petroleum Institute, Washington, D.C. pp. 441-451.
41. Dunn, B.P. and H.F. Stich. 1975. Monitoring procedures for chemical carcinogens in coastal waters. J. Fish Res. Bd., Canada, 33: 2040-2046.
42. Zitko, V. 1975. Aromatic hydrocarbons in aquatic fauna. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 14: 621-631.
43. Eaton, P. and V. Zitko. 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments and shellfish near creosoted wharf structures in eastern Canada. International Council for the Exploration of the Sea, 76th Statutory Meeting, Copenhagen, 1978. Document C.M. 1978/E: 25.
44. Dunn, B.P. and J. Fee. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafoods. J. Fish. Res. Bd. Canada, 36: 1469-1476.
45. Sirota, G.R. and J.F. Uthe. 1981. Polynuclear aromatic hydrocarbon contamination in marine shellfish. In: Cooke, M. and A.J. Dennis (Eds.), Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 329-342.
46. Sirota, G.R., J.F. Uthe, A. Sreedharan, S. Matheson, C.J. Musial and K. Hamilton. 1982. Polynuclear aromatic hydrocarbons in American lobster (Homarus americanus) and sediments in the vicinity of a coking facility. In: Cooke, M. and A.J. Dennis (Eds.), Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Proceedings of the 7th International Symposium. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 1123-1136.

47. EPS. 1982. Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination of Sydney Harbour, Nova Scotia. An interim report. Env. Prot. Serv., Halifax. April, 1982.
48. Andelman, J.B. and M.J. Suess. 1970. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. Bull. Wld. Hlth. Org., 43: 479-508.
49. Kawakami, Y. and H. Nishimura. 1976. Benzo(a)pyrene in sediment of Osaka Bay and Keihin Canal and its estimated sources. J. Oceanogr. Soc. Jap. 32: 175-181.

DIFFUSION ET BIODISPONIBILITE DES METAUX LOURDS DANS LE MILIEU MARIN

S. Ray* et J.M. Bowers**

INTRODUCTION

La désignation "métaux lourds" est imprécise. L'une des définitions possibles regroupe les métaux dont le nombre atomique est supérieur à 20, à l'exclusion des alcalis et des métaux alcalinoterreux, des actinides et des lanthanides. Les métaux lourds existent à l'état naturel dans le milieu marin, généralement en faibles quantités. Un apport anthropogénique peut cependant élever considérablement le niveau de concentration, surtout dans les régions côtières et estuariennes. Le groupe des métaux dont les concentrations moyennes sont inférieures à 10^{-6} M constitue le groupe des "métaux-traces". Plusieurs métaux essentiels et non essentiels appartiennent à ce groupe. Des métaux comme le Cu, le Zn, le Fe, le V, et le Cr, etc., bien qu'essentiels aux organismes vivants, peuvent avoir des effets nocifs lorsqu'ils se trouvent présents dans des concentrations relativement élevées. Les métaux essentiels agissent de concert avec les molécules organiques et forment assez souvent des composés métaux-protéines. Par exemple, l'hémoglobine et l'hémocyanine qui transportent l'oxygène sont des métallo-protéines, au même titre que bien des enzymes. D'autres métaux comme le Hg, le Cd, le Pb, etc., ne jouent aucun rôle dans les systèmes de maintien de la vie et peuvent être nocifs, même à de faibles concentrations. Certains métaux, essentiels ou non, peuvent entraver l'action enzymatique en formant des mercaptides avec les groupements - SH, ce qui peut les rendre toxiques pour les organismes vivants.

Les organismes marins peuvent accumuler les métaux qu'ils prennent dans leur milieu et peuvent également s'adapter aux fluctuations naturelles du milieu. Mais c'est l'existence de fortes concentrations de ces métaux dans les espèces commerciales qui peut poser des problèmes pour la consommation humaine, les organismes marins étant eux-mêmes touchés.

Une grande partie de l'apport anthropogénique au milieu marin s'agrège rapidement aux particules en suspension et s'accumulent dans les sédiments à des concentrations bien supérieures à celles observées dans les eaux qui les recouvrent. L'analyse de l'eau, des matières en suspension et des sédiments révèle la quantité totale des métaux lourds présents, mais donne généralement une image très peu fiable de la disponibilité biologique (biodisponibilité) des métaux. Cette anomalie s'explique en partie par le fait que la détermination de la concentration totale de métaux lourds dans l'ensemble des échantillons prélevés ne tient pas compte de la présence de différentes formes chimiques des métaux lourds, chaque forme chimique possédant sa disponibilité biologique propre. La situation est rendue encore plus complexe par le fait que divers facteurs physicochimiques tels que le potentiel d'oxydoréduction, le pH, la chélation, la formation de complexes et les transformations biogéochimiques peuvent tous influencer diversement sur la biodisponibilité des métaux dans les organismes marins.

* Pêcheries et sciences de l'environnement, Pêches et Océans, station biologique de St. Andrews (N.-B.), EOG 2X0

** Laboratoire océanographique de l'Atlantique, Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth (N.-E.), B2Y 4A2

La concentration de métaux dans un organisme reflète généralement les quantités de métaux qui s'offrent à cet organisme, dans le milieu. La surveillance de l'accumulation de métaux lourds dans l'organisme fournit donc la meilleure indication de l'ensemble des métaux lourds disponibles.

Les métaux lourds examinés dans le présent rapport sont surtout le mercure et le cadmium. On les a décrits comme très toxiques pour la vie marine¹ et l'on s'intéresse actuellement aux teneurs de ces deux métaux dans le milieu marin des provinces de l'Atlantique.

DIFFUSION DANS LE MILIEU NATUREL

Eau

Il existe des données sur la présence de la plupart des métalloïdes et des métaux-traces dans les eaux de certaines régions de l'Atlantique Nord-Ouest. On possède des données décrivant la diffusion géographique plus détaillée de quelques métaux, surtout le fer, le manganèse, le cuivre, le nickel, le zinc et le cadmium. L'existence de ces données témoigne de l'intérêt suscité par la géochimie marine des métaux-traces et, dans une plus faible mesure, des limites des méthodes d'analyse et d'échantillonnage. Depuis 1975, trois rapports ont été publiés (tous établis dans le cadre du mandat du Conseil international pour l'exploration de la mer, CIEM) sur la diffusion des métaux-traces dans l'Atlantique Nord^{2,4}. Les auteurs des plus récents de ces rapports signalent que les métaux susmentionnés ont été l'objet de plus d'attention que, par exemple, le mercure, le plomb et le cobalt; d'autres métaux et métalloïdes, y compris le chrome, l'arsenic, le molybdène, le sélénium et l'aluminium, n'ont pas ou peu retenu l'attention. En outre, les auteurs n'ont pu comparer les données puisées chez différents analystes, car les méthodes d'échantillonnage, de prétraitement des échantillons (par exemple la filtration, la conservation) et d'analyse employées variaient d'un analyste à l'autre. Avant d'aborder la diffusion des métaux-traces dans l'Atlantique Nord-Ouest, nous nous pencherons brièvement sur les progrès récents accomplis dans le domaine de la détermination de la teneur de l'eau de mer en métaux, ce qui permettra de voir clairement les difficultés et les nuances que comporte la suite du présent rapport.

Les données sur l'évaluation des concentrations de métaux-traces dans l'eau de mer, lorsque l'évaluation a été faite avant 1973, sont généralement considérées comme non fiables en raison d'un certain nombre de problèmes comme la contamination de l'échantillon pendant le prélèvement et des conditions d'entreposage ou d'analyse inappropriées. Même pour les données plus récentes, on doit procéder à une évaluation soignée des méthodes d'échantillonnage, d'entreposage et d'analyse avant d'en reconnaître la validité. Au cours des cinq dernières années surtout, on s'est rendu compte que certaines méthodes d'échantillonnage et d'analyse donnaient des résultats "océanographiquement cohérents" pour plusieurs métaux-traces. Les progrès ainsi réalisés ont révolutionné notre compréhension de la géochimie marine des métaux-traces et ont mené à une meilleure évaluation des processus grâce auxquels les métaux sont transportés, mélangés et annexés aux sédiments océaniques. Une croyance répandue mais erronée voulait que les concentrations de métaux-traces soient toujours considérablement plus fortes le long du littoral qu'au large. Les données récentes ont démontré efficacement la fausseté de cette croyance, dans le cas de plusieurs métaux. En outre, la baisse générale des concentrations de métaux signalées dans l'océan, survenue au cours des dernières décennies et témoignant de l'amélioration des méthodes d'échantillonnage et d'analyse, a maintenant pris fin dans le cas des métaux les plus couramment étudiés.

Nous sommes donc plus sûrs, aujourd'hui, que les concentrations de métaux actuellement signalées dans l'océan sont exactes et qu'elles ne seront pas l'objet d'une révision approfondie, dans l'avenir. Bien sûr, il a fallu payer le prix de ces progrès rapides: nous avons dû faire table rase de la plupart des anciennes données, ce qui a réduit notre base de données. Néanmoins, la cohérence océanographique des nouvelles données et, par conséquent, notre meilleure compréhension de la diffusion des métaux-traces dans l'océan nous permet, à partir du petit nombre de données fiables, d'extrapoler pour couvrir des régions océaniques plus étendues, par exemple l'Atlantique Nord-Ouest.

Nous aborderons tout d'abord la diffusion des métaux-traces en eau profonde, au large du plateau continental. Le tableau 1 renseigne sur les concentrations et la diffusion verticale d'un certain nombre de métaux et de métalloïdes, dans le bassin occidental de l'Atlantique Nord. Il reproduit des données issues de mesures directes faites dans cette région et de mesures concernant d'autres parties de l'océan, mais s'appliquant probablement au bassin occidental (les régions d'où proviennent les données de cette dernière catégorie sont indiquées). Le tableau décrit également les profils de diffusion verticale observés à l'égard de chaque métal dans les régions pélagiques; ces profils sont illustrés à la figure 1. Les métaux qui se recyclent rapidement dans les couches océaniques

**TABEAU 1 - CONCENTRATIONS ET DIFFUSION VERTICALE DES METAUX
DANS LA PARTIE PELAGIQUE DE L'ATLANTIQUE NORD-OUEST**

Métal	Conc. ng/l	Profondeur	Source des données	Type de profil (voir la fig. 1)	Couche supérieure	Couche près du fond
Cd	40	Moyenne	ANO ^e	Elément nutritif P	En augmentation	Néant
Cu	110	Moyenne	ANO	Constante	En augmentation	En augmentation ^a
Ni	230	Moyenne	ANO	Elément nutritif P	Néant	Néant
Zn	350	Moyenne	ANO	Elément nutritif Si	En augmentation	Variable
Fe	450	Moyenne	ANO	Apport/entraînement	En augmentation	Variable ^{b,c}
Mn	30	Moyenne	ANO	Apport/entraînement	En augmentation	Variable ^{b,c}
Pb	3	Moyenne	AN	Apport/entraînement	En augmentation	Néant
Hg	1	Moyenne	AN	Constante	En augmentation	Néant ^c
Mo	10000	Moyenne	AN	Constante	Néant	Néant
Al	1000	Moyenne	ANO	Apport/entraînement	En augmentation	En augmentation
Cr	230	Moyenne	ANO	Elément nutritif P	Néant	Néant
As	1500	Moyenne	-	Constante	En baisse ^d	-
Se	150	Moyenne	AN	Elément nutritif P	-	-

a Dans les régions aux sédiments non calcaires

b Peut montrer les deux valeurs, pertes par entraînement et faibles augmentations par retour en suspension

c Augmentations observées dans les régions d'action tectonique

d Très faibles baisses dans la couche de surface

e AN: Atlantique Nord; ANO: Atlantique Nord-Ouest

supérieures (en raison de leur absorption par des organismes marins et de la dissolution ou de la régénération ultérieure, à mesure que le détritus biogénique pénètre dans la colonne d'eau) ont, à la partie supérieure de l'océan, des profils semblables à ceux des principaux éléments nutritifs, soit du silicate, du nitrate et du phosphate (figure 1a). Ces profils montrent de faibles concentrations à la surface, puis une augmentation graduelle avec la profondeur jusqu'à un maximum, à la profondeur de la concentration maximale de l'élément nutritif, suivie (dans le cas des métaux qui offrent des profils semblables à ceux du phosphate et du nitrate) de baisses graduelles avec la profondeur. Il est possible que d'autres concentrations de métaux ne changent pas avec la profondeur, ce qui suppose un contrôle chimique ou biologique faible sur leur diffusion (figure 1b). Les profils montrant de fortes concentrations avec la profondeur jusqu'à l'obtention d'une concentration constante, témoignent d'un apport important à la surface accompagné d'un entraînement des particules de métaux lourds à partir de la solution dans la colonne d'eau (figure 1c).

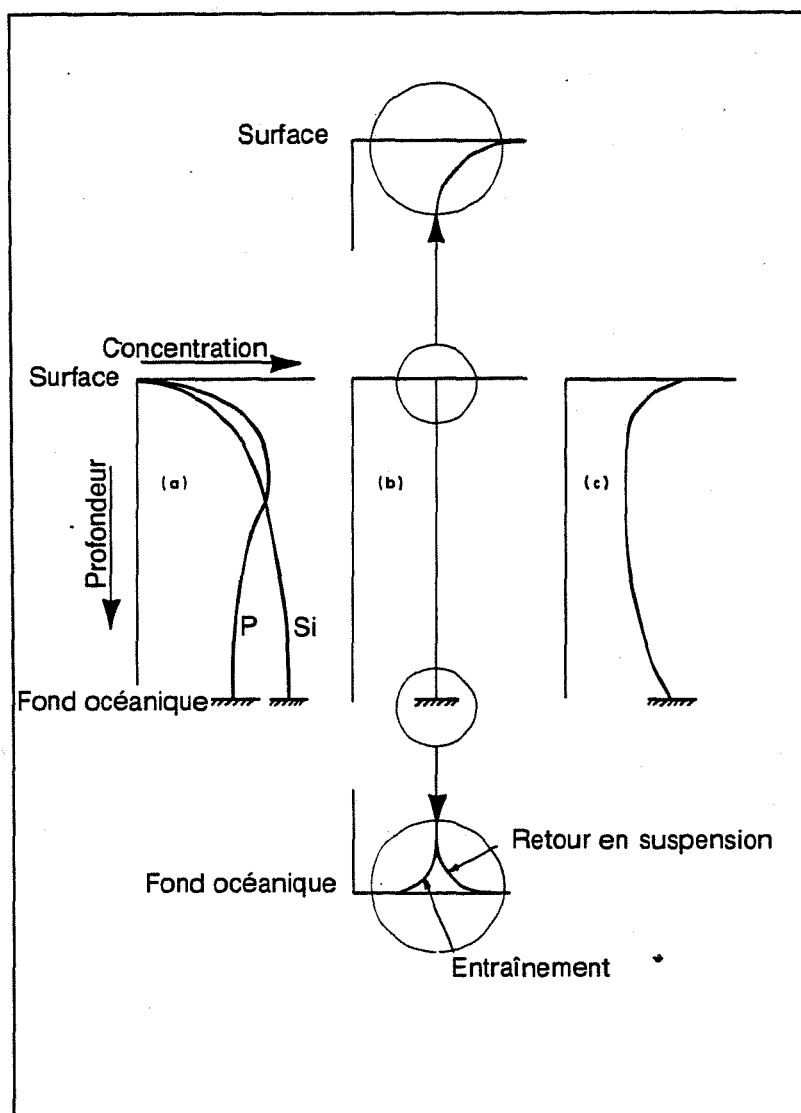


Figure 1 - Divers types de profils verticaux de concentration des métaux en eaux océaniques profondes

Deux autres facteurs peuvent influencer sur la diffusion de certains métaux. Il s'agit, premièrement, du taux d'approvisionnement en métaux de la surface de l'océan, en particulier à la suite du dépôt de particules provenant de l'atmosphère. Il est évident que ce facteur joue un rôle important pour les métaux ayant le type de profil illustré à la figure 1c, mais il peut également occasionner un enrichissement marqué de métaux dont la concentration serait normalement faible près de la surface de l'océan. Deuxième facteur: le retour en suspension ou en solution de métaux dissous, après fixation par adsorption aux sédiments pélagiques ou suite à une activité volcanique des fonds marins; ou encore l'entraînement sélectif des métaux en solution près de la zone de contact sédiments/eau par des particules appartenant à la couche dite "népheloïde inférieure". (Cette couche s'étend généralement sur quelques dizaines ou centaines de mètres au-dessus du fonds marin et renferme de plus fortes concentrations de particules en suspension que les eaux intermédiaires au-dessus.) Les processus se déroulant près des fonds marins peuvent ainsi déterminer les profils verticaux de certains métaux.

Abordons maintenant les facteurs qui régissent la concentration et la diffusion des métaux dans les régions côtières. Le premier de ces facteurs est l'effet de brassage de l'eau de mer et de l'eau douce en provenance de la terre ferme. Le gros de ce brassage a lieu très près des côtes, sauf dans les grandes baies semi-protégées, par exemple le golfe du Saint-Laurent, où les échanges sont limités avec les zones océaniques d'eau libre. La composition des eaux fluviales est différente de celle de l'eau de mer et bien des métaux sont présents en plus fortes concentrations dans l'eau fluviale que dans l'eau océanique⁵. Ainsi, à mesure que baisse la salinité, aux abords des côtes, les concentrations de nombreux métaux augmentent dans la colonne d'eau. Seul un assez petit nombre de métaux et de métalloïdes sont présents en concentrations plus faibles dans les cours d'eau qu'en pleine mer, si bien que ce rapport inverse de la concentration avec la salinité est quand même assez courant. Cependant, comme le gros du mélange se produit très près des côtes, l'augmentation des concentrations due au mélange est observée seulement dans les eaux côtières. Même là où le brassage des eaux douces et salées couvre une distance importante au large des côtes, comme c'est le cas dans le golfe du Saint-Laurent, la salinité avoisine celle que l'on observe au large et les augmentations dans la concentration des métaux sont assez peu importantes. Lorsqu'un métal n'est pas biodégradable et qu'il conserve son intégrité, c'est-à-dire lorsqu'il n'est pas modifié par les processus chimiques ou biologiques, sa concentration dans les eaux côtières reflète le mélange qui a eu lieu et correspond à une relation linéaire entre ses concentrations dans l'eau douce et dans l'eau salée. Le molybdène est un exemple de métal conservant son intégrité. Cependant, la plupart des métaux subissent l'action des processus chimiques et biologiques et ne conservent pas leur intégrité: la masse de ces métaux, dans la colonne d'eau de la zone de contact entre les eaux douces et salées, est soit annexée aux sédiments ou revient en solution ou en suspension dans la colonne d'eau après avoir quitté les sédiments. Le fer offre un exemple extrême d'une telle adsorption par les sédiments, lorsqu'il sort des régimes de brassage sous forme de précipité. Tout d'abord, le fer dissous passe à l'état de précipité s'agrégeant aux particules en suspension dans la colonne d'eau et, à mesure que ces particules se déposent au fond de l'eau, le précipité de fer est adsorbé par les sédiments. Le manganèse se comporte de la même manière, sauf qu'il est en outre libéré des sédiments du fond marin dans les eaux littorales, de sorte que sa concentration dans ces eaux, par exemple dans les estuaires, peut être diminuée ou augmentée par rapport au brassage de conservation. La figure 2 illustre les caractéristiques du brassage de conservation d'une part et de perte/adsorption des métaux lourds d'autre part.

Plusieurs autres facteurs influent sur les concentrations des métaux dans les eaux littorales, dont les plus importants sont les processus de transport par les sédiments et de retour en suspension, source de turbidité élevée dans les eaux côtières. Les métaux comme le fer, passant rapidement d'un mode de transport à l'autre, soit des particules à l'eau, peuvent subir des variations de concentration importantes, à la fois dans le temps et dans l'espace, suite à leur dissociation des sédiments et à leur retour en suspension. Autre facteur relié à l'apport provenant des différentes sources de métaux-traces dans les régions côtières: la teneur des divers cours d'eau douce s'écoulant dans une région côtière donnée peut varier. En outre, les métaux sont également apportés par l'intermédiaire des agents climatiques et atmosphériques (pluie, neige, poussière). Tous ces apports sont à l'origine de phénomènes de brassage complexes plus difficiles à prévoir que le simple brassage de deux masses d'eau de composition différente. Enfin, les effets de la contamination de l'océan par les produits découlant des activités humaines et industrielles sont particulièrement visibles dans les régions littorales. La dilution et la dispersion rapide de ces contaminants donnent lieu à de très faibles concentrations de contaminants provenant des sources ponctuelles, tant dans la zone côtière qu'en pleine mer. Pour ce qui est des métaux, on a montré qu'une contamination très poussée du fleuve Saint-Laurent ne se répercuterait pas d'une manière discernable dans les

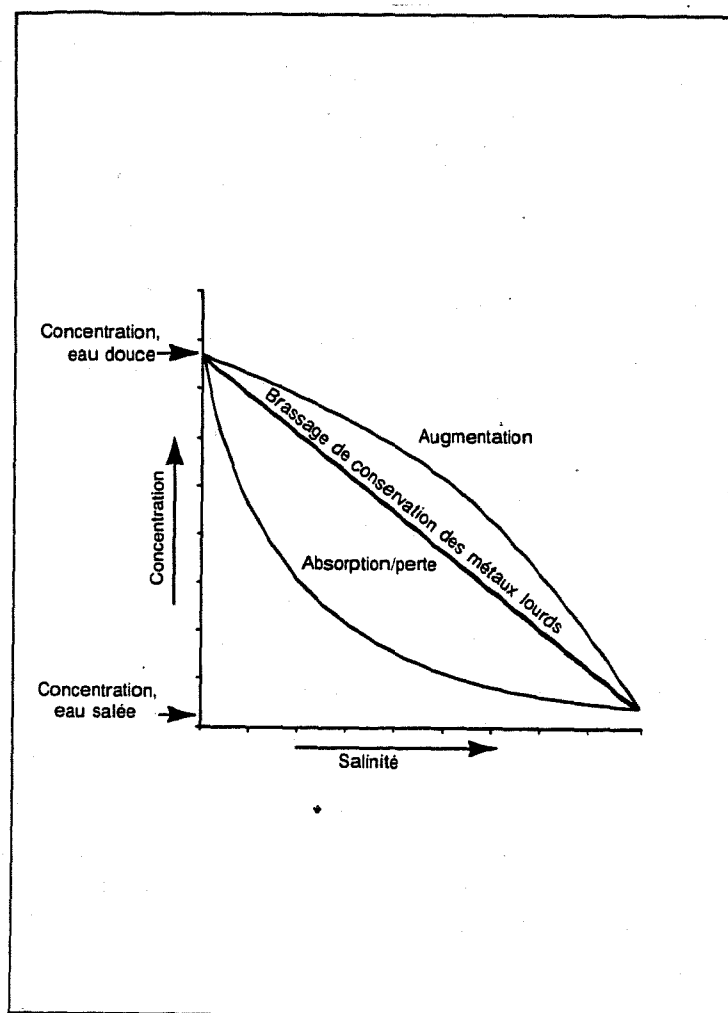


Figure 2 - Divers rapports de brassage des eaux dans les estuaires

concentrations de métaux à l'extérieur de l'estuaire du Saint-Laurent⁶. Seuls les métaux introduits dans l'environnement par l'homme, à l'échelle mondiale, dans des quantités dépassant largement les quantités existant à l'état naturel, pourraient occasionner une contamination de grande envergure de l'océan. Le plomb et peut-être aussi le cadmium entrent dans cette catégorie.

Le tableau 2 renseigne sur les teneurs en métaux et en métalloïdes dans les eaux côtières et résume des mesures directes de teneurs en métaux faites dans l'estuaire du Saint-Laurent⁷. Il faut dire que notre compréhension des rapports de brassage de la plupart des métaux est très limitée, à cause de la complexité des estuaires dans lesquels a lieu le gros du brassage des eaux littorales, et de la difficulté de distinguer les effets du brassage des effets d'autres processus.

Somme toute, les concentrations de métaux observées dans les eaux océaniques de tout l'Atlantique Nord-Ouest, dans le golfe du Saint-Laurent et dans les régions côtières de l'Atlantique ne varient pas tellement. Il existe des régions, comme le port de Belledune et la baie des Chaleurs, où l'on trouve une contamination localisée par les métaux lourds, mais ces régions ne sont pas étendues et n'ont pas d'effets profonds sur le milieu marin au sens large. La principale contamination de l'océan dans son ensemble, y compris l'Atlantique Nord-Ouest, est due à quelques métaux seulement, surtout le plomb et le cadmium. Dans la plupart des régions, il est possible de prévoir avec une exactitude raisonnable la teneur en métaux de la colonne d'eau. Les seuls secteurs où il est difficile d'avancer une estimation sont ceux qui avoisinent les zones frontalières de l'océan, c'est-à-dire à proximité des côtes, juste au-dessus des sédiments et tout près de la surface de l'eau.

Sédiments

L'analyse des sédiments peut être particulièrement utile pour déceler les sources de pollution et déterminer les endroits témoins aux fins de l'analyse de routine pour le dépistage d'agents de contamination. La plupart des agents de contamination ne restent pas en solution dans la colonne d'eau, mais sont rapidement adsorbés par les matières particulaires pour ensuite se déposer au fond de l'eau, ce qui fait qu'ils échappent à l'analyse de l'eau. Cependant, ces métaux ne restent pas forcément liés pour toujours aux sédiments et peuvent être recyclés biogéochimiquement tant à l'intérieur des composants des sédiments qu'en revenant dans la colonne d'eau. La nature du recyclage est importante, car les métaux liés aux sédiments peuvent devenir biodisponibles. Les profils verticaux des métaux dans les sédiments sont très utiles pour retracer l'historique de la pollution sur une longue période ainsi que pour établir les niveaux de la contamination ambiante (niveaux de base), à des fins de comparaison. La différence entre les deux niveaux mesurés, soit le niveau de contamination des sédiments et le niveau de contamination ambiant, peut fournir une estimation de l'ampleur de la contamination.

Comparer les données relatives à la pollution des sédiments par les métaux lourds est souvent difficile car il n'existe aucune norme pour le prélèvement, l'entreposage, l'analyse et la publication des résultats d'analyse. Les échantillons doivent être conservés au froid pour prévenir la transformation chimique par l'activité biologique. On doit déterminer les dimensions des particules sédimentaires de l'échantillon, car la teneur en métaux des sédiments décroît à mesure qu'augmentent les dimensions des particules. Généralement, la fraction de moins de 63 μm est extrêmement importantes parce que a) les métaux-traces sont présents surtout dans cette fraction qui comprend de l'argile et de la vase; et b) cette fraction équivaut presque aux particules en suspension (la suspension étant le mode de transport des sédiments le plus important).

TABLEAU 2 - CONCENTRATIONS DE METAUX DANS LES REGIONS LITTORALES ET ESTUARIENNES

Métal	Conc. fluviale ng/L	Conc. dans l'eau de mer ng/L	Conc. au centre de l'estuaire du Saint-Laurent ^c ng/L	Comportement au brassage	Retour en suspension?	Agent de contamination courant?
Cd	110 ^a	40	93	?	Peut-être	Oui
Cu	2700 ^a	110	840	Persistant?	Peut-être	Non
Ni	1800 ^a	230	520	Persistant	Non	Non
Zn	10000 ^a	350	2110	Persistant?	Peut-être	Oui
Fe	68000 ^a	450	5500	Adsorption/Perte	Peut-être	Non
Mn	7700 ^a	30	2420	Adsorption/Perte	Oui	Non
Pb	1000	3	-	Adsorption/Perte	Non	Oui
Hg	20	1	-	?	Non	Oui
Mo	1000	10000	-	Persistant	-	Non
Al	93000 ^a	1000	-	-	Non	Non
Cr	700 ^b	230	-	Adsorption/Perte	-	-
As	2000	1500	-	-	-	Non
Se	200	150	-	Persistant?	-	Non

a D'après la source 5

b Echantillon prélevé dans le Saint-Laurent

c Source 7

Les évaluations de la teneur totale en métaux des sédiments peuvent être insuffisantes pour apprécier les effets des sédiments contaminés sur le milieu, puisqu'une partie seulement des métaux peut être biodisponible. Pour cette raison, on a mis au point des méthodes chimiques de lixiviation séquentielle pour obtenir une image claire de la diffusion des métaux dans les divers composants des sédiments. Cependant, l'absence de méthodes normalisées d'extraction rend difficile la comparaison des résultats d'analyse.

L'analyse chimique des sédiments pour en déterminer le contenu en métaux lourds comporte généralement la lixiviation au moyen d'acides forts et la détermination des métaux ainsi extraits par spectrométrie d'absorption atomique. On réalise une lixiviation complète en recourant à l'acide fluorhydrique combiné à l'acide perchlorique, à l'acide sulfurique ou à l'acide nitrique, dans une enceinte pressurisée de teflon. On a obtenu des évaluations tout aussi fiables par lixiviation à l'acide fort (eau régale, eau régale dont les proportions des éléments constitutifs sont inversées ou autres combinaisons d'acides forts). Il est possible qu'une lixiviation complète de tous les composants des sédiments ne soit pas nécessaire, car les effets polluants sont généralement associés aux composants superficiels.

On a examiné la contamination des sédiments par le plomb, le zinc et le cadmium⁸. Loring^{9,12} a donné les teneurs en métaux de plusieurs échantillons de sédiments prélevés sur la côte est, notamment dans le golfe du Saint-Laurent, la baie de Fundy et le port contaminé de Belledune. On s'est également penché sur la diffusion du Cu, du Zn, du Cd et du Pb dans les sédiments estuariens superficiels des rivières Miramichi, Nepisiquit et Restigouche^{13,14}. Le tableau 3 fournit les concentrations moyennes de plusieurs métaux lourds trouvés dans les sédiments marins, lors des études susmentionnées et d'autres études, ainsi que, à des fins de comparaison, les valeurs observées à d'autres endroits.

Organismes biotiques

Divers organismes marins peuvent absorber et accumuler les métaux qui se trouvent dans leur milieu. Vinogradov²⁴ a compilé des données détaillées sur les concentrations de métaux lourds dans les organismes biotiques. Davis²⁵ a compilé récemment des données concernant les concentrations de métaux lourds dans le zooplancton. Freeman et al.²⁶ ont publié des données sur les concentrations totales de mercure trouvées dans un grand nombre de poissons et de coquillages de la côte atlantique canadienne. Les teneurs en méthylmercure dans le poisson des bancs de Nouvelle-Ecosse et du Nouveau-Brunswick ont fait l'objet des travaux de Zitko et al.²⁷. Dadswell²⁸ a publié les données relatives aux concentrations de mercure relevées dans le bar d'Amérique de la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick, tandis que Ray et al.²⁹ se sont penchés sur les teneurs en mercure du poisson des cours d'eau d'Annapolis et de Shubenacadie, en Nouvelle-Ecosse. Uthe et Freeman³⁰ ont étudié les teneurs en cadmium de l'hépatopancréas des homards en divers endroits de la région canadienne de l'Atlantique. Ray et al.³¹ ont examiné les niveaux de diffusion du cadmium dans une très grande variété d'organismes biotiques marins recueillis dans le voisinage du port de Belledune, au Nouveau-Brunswick. Cossa et Bourget³² ont présenté des données sur les teneurs en cadmium et en plomb observées chez les moules (*Mytilus edulis*) de l'estuaire du Saint-Laurent et de la partie nord-ouest du golfe du Saint-Laurent. L'arsenic suscite beaucoup d'intérêt, mais l'étude des concentrations d'arsenic fait rarement partie des recherches sur l'absorption des métaux par les organismes marins, probablement parce qu'il est difficile d'analyser la teneur en arsenic et qu'il n'est pas commode de préparer l'échantillon.

**TABLEAU 3 – TENEUR MOYENNE EN METAUX ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) DANS LES SEDIMENTS
PROVENANT DE DIVERS ENDROITS**

Endroits	Cu	Zn	Pb	Cd	Mo	Ni	As	Hg	Référence
Argile des grands fonds	25	165	80	0.21	8	225	13	0.08	15
Sédiment moyen	33	95	19	0.17	2	52	8	0.19	15
Port intérieur de Saint-Jean	16	53	24	0.16	3	16	-	0.04	16
Port extérieur de Saint-Jean	15	65	-	0.07	-	-	-	0.03	16
Baie de Fundy	15	51	20	0.22	-	15	9	0.03	10
Estuaire de la rivière Miramichi	27	219	83	-	-	45	-	-	14
Estuaire supérieur du Saint-Laurent	36	185	34	0.26	-	27	6	0.38	18, 19
Estuaire intérieur du Saint-Laurent	24	115	30	0.22	-	33	7	0.45	18, 19
Embouchure du golfe du Saint-Laurent	25	84	21	0.26	-	36	6	0.22	18, 19
Fjord du Saguenay	27	130	48	0.25	-	28	21	3.66	10, 20
Baie de Plaisance (T.-N.)	34	80	32	-	-	41	-	-	17
Estuaire de la rivière Nepisiguit	36	248	21	1.5	-	-	-	-	13
Estuaire de la rivière Restigouche	9	50	13	0.74	-	-	-	-	13
Port de Belledune	-	1710	-	32	-	-	-	-	12
Narragansett Bay, Rhode Island	53	110	44	0.47	-	18	-	-	21
Estuaire de la rivière Severn (Royaume-Uni)	38	280	119	-	-	36	-	-	22
Déblais de dragage (Royaume-Uni)									
a) Estuaire de la Tamise	46	220	93	1.8	-	50	-	0.78	23
b) Quais de Mersey	115	490	198	1.9	-	48	-	3.20	23

Des rapports détaillés sur la présence de mercure³³ et de cadmium³⁴ dans les provinces de l'Atlantique ont été publiés. Les teneurs en métaux lourds de l'eau, des sédiments, des matières en suspension et des tissus du plancton contaminés et non contaminés sont examinées à chaque année à partir d'échantillons prélevés dans des régions variées de par le monde et font l'objet d'articles paraissant dans la publication Journal of Water Pollution Control Federation qui constitue une ressource très précieuse pour les chercheurs s'intéressant à la pollution par les métaux lourds.

ACCUMULATION A PARTIR DE DIFFERENTES SOURCES

Eau

L'accumulation de métaux lourds à partir de l'eau a lieu par diffusion passive à travers la surface de l'organisme ou par le passage de l'eau à travers les branchies pour ensuite atteindre tout le corps. Les métaux absorbés de cette façon peuvent se loger par la suite dans les tissus de l'organisme. On a observé que les taux d'absorption de plusieurs métaux (le cuivre, l'argent, le zinc, le cadmium, le mercure, l'arsenic et le manganèse) augmentaient, dans le polychète Nereis diversicolor, lorsque la concentration de ces métaux augmentait³⁵. On a remarqué le même rapport pour le cadmium dans le polychète Nereis virens³⁶, dans les crevettes Pandalus montagui³⁷ et Lysmata seticaudata³⁸, dans les mollusques bivalves Mytilus edulis³⁸ et Macoma balthica³⁹, ainsi que pour le plomb dans l'huître Crassostrea virginica⁴⁰.

Certains organismes comme les mollusques bivalves peuvent temporairement prévenir l'absorption de métaux-traces en fermant leur coquille, mais on n'a pas encore la preuve qu'un animal puisse tout à fait prévenir la pénétration des métaux dans son corps. On sait que des facteurs tels que les conditions physiologiques, la température, la salinité, les dimensions de l'animal, la présence d'autres métaux, les agents de formation de complexes, etc., influent sur la bioaccumulation.

On trouve les métaux lourds sous un certain nombre de formes chimiques différentes, dans l'environnement. La proportion relative des métaux se présentant sous chacune de ces formes joue un rôle déterminant dans leur biodisponibilité. George et Coombs⁴¹ ont trouvé que la formation préalable de complexes de cadmium ionique associé à l'EDTA, l'acide humique et l'acide alginique doublait la concentration finale du cadmium dans les tissus des moules Mytilus edulis, par rapport au niveau de concentration observé chez les animaux exposés au cadmium ionique. Cependant, dans une étude semblable, Ray et al.⁴² ont remarqué une baisse appréciable de l'accumulation du cadmium dans le polychète Nereis virens et le crustacé Pandalus montagui exposés au cadmium EDTA. Rainbow et al.⁴³ ont également observé une importante diminution dans l'absorption de cadmium par les Cirripèdes Semibalanus balanoides exposés à l'humate, à l'alginate et aux complexes de cadmium EDTA.

La concurrence entre des ions chimiquement semblables peut également influencer sur l'absorption des métaux. L'absorption de cadmium par les polychètes Nereis virens⁴² et Nereis diversicolor⁴⁴ était beaucoup plus faible en présence de zinc. On a observé le même phénomène lorsque le crustacé Pandalus montagui³⁷ a été exposé au cadmium en présence de zinc. On a également remarqué une réduction progressive de l'absorption de cadmium en présence d'une quantité croissante de zinc.

La concentration d'un métal lourd dans un organisme peut varier considérablement suivant les dimensions ioniques des métaux. Les recherches approfondies de Boyden⁴⁵ décrivent les variations des concentrations en métaux lourds dans les mollusques, variations qui sont liées aux dimensions ioniques des métaux. On a noté des variations liées aux dimensions ioniques des métaux, dans la concentration de plomb trouvée dans les moules⁴⁶ et dans la concentration de cadmium relevée dans les polychètes³⁶.

Sédiments

La concentration de métaux lourds dans les sédiments, surtout dans les régions côtières et estuariennes, est généralement très supérieure à celle que l'on trouve dans les eaux qui les recouvrent. Cependant, en dépit des concentrations élevées de métaux dans les sédiments, leur rôle en tant que fournisseurs de métaux aux organismes benthiques et à ceux se nourrissant sur le fond marin n'est pas encore clairement établi.

Les animaux habitant les régions où les sédiments sont contaminés ont parfois des teneurs élevées en métaux⁴⁷⁻⁴⁹. Goldberg et al.⁵⁰ ont indiqué que les mollusques bivalves pourraient faire office de bio-indicateurs de pollution parce qu'ils sont sessiles et ont une aptitude poussée à la bioaccumulation de plusieurs polluants. On a abondamment utilisé les moules du genre Mytilus comme bio-indicateurs, car elles sont répandues dans les deux hémisphères, sous différentes températures. Par ailleurs, lors de recherches poussées en laboratoire, Neff et al.⁵¹ ont constaté que, sur 136 combinaisons (3 sédiments, 5 invertébrés, 8 métaux lourds et 3 valeurs de salinité), seulement 36 % des combinaisons révélaient des rapports statistiquement significatifs entre les concentrations en métaux lourds dans les sédiments et les concentrations observées dans les tissus des animaux.

Un certain nombre de facteurs régissent l'absorption, par les organismes benthiques et ceux se nourrissant sur le fond marin, des métaux lourds déposés dans les sédiments marins. Les facteurs biogéochimiques, la composition et la texture des sédiments, le degré de salinité et l'activité microbienne sont tous des facteurs pouvant influencer sur la biodisponibilité des métaux dans les sédiments qui s'offrent aux organismes marins. Des perturbations physiques, par exemple la turbulence, peuvent favoriser l'échange des métaux entre les sédiments, les matières particulaires et l'eau, et peuvent entraîner une redistribution des éléments. Ray et McLeese⁵² et Bryan⁵³ ont examiné les processus influant sur la disponibilité biologique des métaux lourds dans les sédiments marins. Les trois chercheurs pensent que la biodisponibilité est fonction de la quantité de métaux se retrouvant dans les eaux ambiantes par lixiviation.

On reconnaît de plus en plus que la composition, la texture et les dimensions des sédiments sont des facteurs aussi importants que la concentration en métaux, dans la détermination de la biodisponibilité des métaux présents dans les sédiments. On a constaté qu'un niveau plus élevé de matière organique dans les sédiments réduisait la disponibilité de l'argent et du plomb, à l'égard de Nereis diversicolor, et du zinc à l'égard de Scrobicularia plana⁵⁴. Langston⁵⁵ a observé que les niveaux de mercure présents dans Scrobicularia plana augmentaient lorsque baissaient les niveaux de matière organique présents dans les sédiments estuariens, et qu'ils diminuaient lorsqu'augmentaient les niveaux de matière organique. Cooke et al.⁵⁶ ont remarqué que le cadmium lié au carbonate de calcium biogénique est immédiatement biodisponible pour la coque Cerastoderma edule, mais que ce même métal, lié au précipité de carbonate de calcium, l'est beaucoup moins. En outre, le cadmium⁵⁷ lié aux oxydes de manganèse et de fer n'est pas biodisponible. Luoma et Bryan ont observé que la disponibilité du plomb pour Scrobicularia plana était régie

par la concentration de fer présente dans les sédiments et pouvait être déterminée d'avance grâce au rapport plomb/fer d'un extrait acide des sédiments superficiels.

Aliments

Les travaux expérimentaux sur la plie (Pleuronectes platessa L.) ont montré que les aliments peuvent être une source majeure de métaux lourds comme le mercure et le cadmium^{58,59}. Les études sur les euphausiacés (Meganyctiphanes norvegica)⁶⁰ et les homards (Homarus americanus)⁶¹ ont elles aussi prouvé que les aliments pouvaient être une source majeure de cadmium dans les tissus animaux.

CONCLUSIONS

Généralement, les activités de l'homme n'ont pas élevé les niveaux de métaux présents dans les espèces marines de l'Atlantique Nord-Ouest sauf pour certains métaux présents localement dans les eaux portuaires polluées. Si l'on part de l'hypothèse que la présence de métaux lourds dans un organisme révèle la présence de métaux lourds disponibles dans le milieu ambiant, il faut conclure que le modèle d'exposition et l'analyse des organismes fournissent des moyens fiables pour surveiller la présence des métaux lourds biologiquement disponibles. Comme l'absorption des métaux varie suivant les espèces, on doit sélectionner une seule espèce aux fins de surveillance de la biodisponibilité. Une grande partie de nos connaissances dans les domaines de la biodisponibilité et de la bioaccumulation des métaux lourds par les organismes marins a été obtenue grâce aux travaux de laboratoire. Cependant, essayer d'extrapoler les résultats des travaux de recherche pour les appliquer à des situations réelles comporte des risques. Pour ce qui est des sédiments, on peut acquérir des connaissances sur les diverses formes affectées par les métaux lourds en recourant aux techniques d'extraction chimique. La spéciation des métaux dans les eaux interstitielles et océaniques favorisera une meilleure compréhension de ce domaine.

Comme la spéciation des métaux dans l'environnement est en grande partie inconnue, il sera difficile de relier les résultats des travaux de laboratoire à des situations réelles. Procéder à des travaux de recherche sur le terrain peut représenter l'ultime moyen de déterminer la biodisponibilité en situations réelles.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Ketchum, B.J., V. Zitko and D. Saward. 1975. Aspects of heavy metals and organohalogen pollution in aquatic ecosystems, p. 75-90. In: A.D. McIntyre and C.F. Mills (eds.), *Ecological Toxicology Research*, Plenum Publishing Corp., New York.
2. Jones, P.G.W. 1975. Review of the distribution of selected trace metals in the waters of the North Atlantic. In: *Report of the Advisory Committee on Marine Pollution*, 1975, p. 16-33, International Council for the Exploration of the Sea, Cooperative Research Report No. 50.
3. Bowers, J.M. 1979. Trace metals in waters within the jurisdictional area of the International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries. Bedford Institute of Oceanography, Report No. BI-R-79-2.
4. Topping, G., J.M. Bowers and P.G.W. Jones. 1980. A review of the past and present measurements of selected trace metals in sea water in the Oslo Commission and ICNAF/NAFO areas. International Council for the Exploration of the Sea, Cooperative Research Report No. 97, 43 p.
5. Yeats, P.A. and J.M. Bowers. 1982. Discharge of trace metals from the St. Lawrence River. *Can. J. Earth Sci.* 19: 982-992.
6. Yeats, P.A., J.M. Bowers and A. Walton. 1978. Sensitivity of coastal waters to anthropogenic trace metals emission. *Mar. Poll. Bull.*, 9: 264-268.
7. Bowers, J.M. and P.A. Yeats. 1978. Trace metals in the waters of a partially mixed estuary. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7: 147-162.
8. Warren, L.J. 1981. Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: A review. *Environ. Pollut.* (Ser. B), 2: 401-436.
9. Loring, D.H. 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Earth Sci.*, 12: 1219-1237.
10. Loring, D.H. 1979. Baseline levels of transition and heavy metals in the bottom sediments of the Bay of Fundy. *Proc. N.S. Inst. Sci.*, 29: 335-346.
11. Loring, D.H. 1981. Potential bioavailability of metals in eastern Canadian estuarine and coastal sediments. *Rapp. P-V Reun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 181: 93-101.
12. Loring, D.H., J.M. Bowers, G. Seibert and K. Kranck. 1980. A preliminary survey of circulation and heavy metal contamination in Belledune Harbour and adjacent areas, p. 35-47. In: *Cadmium Pollution of Belledune Harbour, New Brunswick, Canada* (J.F. Uthe and V. Zitko, eds.), *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 963, v + 107 p.
13. Ray, S. and W. White. 1977. Some observations on heavy metal concentration in northeastern New Brunswick estuarine surficial sediments. *Fish. Mar. Serv., Res. Dev. Tech. Rep.* 696, 23 p.
14. Willey, J.D. and R.A. Fitzgerald. 1980. Trace metal geochemistry in sediments from Miramichi estuary, New Brunswick. *Can. J. Earth Sci.*, 17: 254-265.
15. Bowen, H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, New York.

16. Ray, S. and S.D. MacKnight. 1984. Trace metal distributions in Saint John Harbour sediments. Mar. Poll. Bull. (in press).
17. Willey, J.D. 1976. Geochemistry and environmental implications of the surficial sediments in northern Placentia Bay, Newfoundland. Can. J. Earth Sci., 13: 1393-1410.
18. Loring, D.H. 1978. Geochemistry of zinc, copper and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci., 15: 757-772.
19. Loring, D.H. 1979. Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the estuary and open Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci., 16: 1196-1209.
20. Loring, D.H. 1976. The distribution and partition of zinc, copper and lead in the sediments of Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci., 13: 960-971.
21. Eisler, R., R.L. Lapan, Jr., G. Telek, E.W. Davey, A.E. Soper and M. Barry. 1977. Survey of metals in sediments near Quonset Point, Rhode Island. Mar. Pollut. Bull., 8: 260-264.
22. Chester, R. and J.H. Stoner. 1975. Trace elements in sediments from the lower Severn estuary and Bristol Channel. Mar. Pollut. Bull., 6: 92-95.
23. Murray, L.A. and M.G. Norton. 1979. The composition of dredged spoils dumped at sea from England and Wales. Fish. Res. Tech. Rep. No. 52, MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, U.K., 10 p.
24. Vinogradov, A.P. 1953. Elementary chemical composition of marine organisms. Sears Foundation of Marine Research, Yale University Press, New Haven, Conn.
25. Davies, A.G. 1978. Pollution studies with marine plankton, Part II, Heavy metals. Adv. Mar. Biol., 15: 381-508.
26. Freeman, H.C., D.A. Horne, B. McTague and M. McMenemy. 1972. Mercury in some Canadian Atlantic coast fish and shellfish. J. Fish. Res. Board Can., 31: 369-372.
27. Zitko, V., B.J. Finlayson, D.J. Wildish, J.M. Anderson and A.C. Kohler. 1971. Methylmercury in freshwater and marine fishes in New Brunswick, in the Bay of Fundy and on the Nova Scotia banks. J. Fish. Res. Board Can., 28: 1285-1291.
28. Dadswell, M.J. 1975. Mercury, DDT, and PCB content of certain fishes from the Saint John estuary, New Brunswick. Trans. Can. Soc. Environ. Biol., 1975 Annual Meeting, p. 133-146.
29. Ray, S., B.M. Jessop, J. Coffin and D.A. Swetnam. 1984. Mercury and polychlorinated biphenyls in striped bass (Morone saxatilis) from two Nova Scotia rivers. Water, Air and Soil Pollut. (in press).
30. Uthe, J.F. and H.C. Freeman. 1980. Cadmium in hepatopancreas of American lobster (Homarus americanus) from eastern Canada, p. 73-76. In: J.F. Uthe and V. Zitko (eds.), Cadmium Pollution of Belledune Harbour, New Brunswick, Canada, Can. Tech. Fish. Aquat. Sci., 963.
31. Ray, S., D.W. McLeese, C.D. Metcalfe, L.E. Burridge and B.A. Waiwood. 1980. Distribution of cadmium in marine biota in the vicinity of Belledune, p. 11-34. In: J.F. Uthe and V. Zitko (eds.), Cadmium Pollution of Belledune Harbour, New Brunswick, Canada, Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 963 v + 107 p.

32. Cossa, D. and E. Bouget. 1980. Trace elements in Mytilus edulis L. from the estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada: Lead and cadmium concentrations. Environ. Pollut. (Ser. A), 23: 1-8.
33. Wilson, R.C.H. and I.C. Travers. 1976. Mercury in the Atlantic Provinces. EPS, Atlantic Region, Surveillance Report EPS-5-AR-77-10.
34. Baker, D.J. and R.A.F. Matheson. 1980. Cadmium in the Atlantic Provinces. Environment Canada, Environmental Protection Service, Atlantic Region, Surveillance Report EPS-5-AR-80-3.
35. Bryan, G.W. 1976. Some aspects of heavy metal tolerance in aquatic organisms, p. 7-34. In: A.P.M. Lockwood (ed.), Effects of Pollutants in Aquatic Organisms, Cambridge University Press.
36. Ray, S., D.W. McLeese and D. Pezzack. 1980. Accumulation of cadmium by Nereis virens. Arch. Environm. Contam. Toxicol., 9: 1-8.
37. Ray, S., D.W. McLeese, B.A. Waiwood and D. Pezzack. 1980. The disposition of cadmium and zinc in Pandalus montagui. Arch. Environm. Contam. Toxicol., 9: 675-681.
38. Fowler, S.W. and G. Benayoun. 1974. Experimental studies on cadmium flux through marine biota. Radioactivity in the Sea, No. 44, Int. Atomic Energy Agency, Vienna.
39. Ray, S., and D.W. McLeese. Department of Fisheries and Oceans, St. Andrews, N.B. Unpublished data.
40. Schuster, C.N. and B.H. Pringle. 1969. Trace metal accumulation by the American eastern oyster (Crassostrea virginica). Proc. Nat. Shellfish. Assoc., 59: 91-103.
41. George, S.G. and T.L. Coombs. 1977. The effects of chelating agents on the uptake and accumulation of cadmium by Mytilus edulis. Mar. Biol., 39: 261-268.
42. Ray, S., D.W. McLeese and D. Pezzack. 1979. Chelation and interelemental effects on the bioaccumulation of heavy metals by marine invertebrates. Proc. Manage. Control. Heavy Met. Env., p. 35-38.
43. Rainbow, P.S., A.G. Scott, E.A. Wiggins and R.W. Jackson. 1980. Effect of chelating agents on the accumulation of cadmium by the barnacle Semibalanus balanoides and complexation of soluble Cd, Zn and Cu. Mar. Ecol. Prog. Ser., 2: 143-152.
44. Bryan, G.W. and L.G. Hummerstone. 1973. Adaptation of the polychaete Nereis diversicolor to estuarine sediments containing high concentration of zinc and cadmium. J. Mar. Biol. Assoc., U.K., 53: 839-857.
45. Boyden, C. 1977. Effect of size upon metal content of shellfish. J. Mar. Biol. Assoc., U.K., 57: 675-714.
46. Schulz-Baldes, M. 1973. Die Miesmuschel Mytilus edulis als indikator für die bleikonzentration in Weserastuar und in der Deutschen Bucht. Mar. Biol., 21: 98-102.
47. Ratkowski, D.A., S.J. Thrower, I.J. Eustace and J. Olley. 1974. A numerical study of the concentration of some heavy metals in Tasmanian waters. J. Fish. Res. Board Can., 31: 1165-1171.

48. Bryan, G.W. 1974. Adaptation of an estuarine polychaete to sediments containing high concentrations of heavy metals, p. 123-135. In: F.W. Vernberg and W.B. Vernberg (eds.), *Pollution and Physiology of Marine Organisms*, Academic Press. New York.
49. Bryan, G.W. and H. Uysal. 1978. Heavy metals in the burrowing bivalve Scrobicularia plana from Tamar estuary in relation to environmental levels. *J. Mar. Biol. Assoc., U.K.*, 58: 89-108.
50. Goldberg, E.D., V.T. Bowen, J.W. Farrington, G. Harvey, J.H. Martin, P.L. Parker, R.W. Risebrough, W. Robertson, E. Schneider and E. Gamble. 1978. Mussel watch. *Environ. Conserv.*, 5: 101-126.
51. Neff, J.W., R.S. Foster and J.F. Slowey. 1978. Availability of sediment absorbed heavy metals to benthos with particular emphasis on deposit feeding infauna. Tech. Rep. D-78-42, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss., U.S.A.
52. Ray, S. and D.W. McLeese. 1980. Bioavailability of chlorinated hydrocarbons and heavy metals in sediments to marine invertebrates. *Int. Counc. Explor. Sea, C.M.* 1980/E: 20, 13 p.
53. Bryan, G.W. 1981. The biological availability and effects of heavy metals in marine deposits. Presented at the 3rd Int. Ocean Dumping Symp., Woods Hole, Mass.
54. Luoma, S.N. and G.W. Bryan. 1979. Trace metal bioavailability: Modeling chemical and biological interactions of sediment-bound zinc, p. 577-609. In: E.A. Jenne (ed.), *Chemical Modeling in Aqueous Systems*, A.C.S., Symp. Ser. 93, Am. Chem. Soc., Washington, D.C., U.S.A.
55. Langston, W.J. 1984. Comparative studies on the behaviour of As and Hg in United Kingdom estuaries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (in press).
56. Cooke, M., G. Nickless, R.E. Lawn and D.J. Roberts. 1979. Biological availability of sediment bound cadmium to the edible cockle Cerastoderma edule. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23: 381-386.
57. Luoma, S.N. and G.W. Bryan. 1978. Factors controlling the availability of sediment bound lead to the estuarine bivalve Scrobicularia plana. *J. Mar. Biol. Assoc., U.K.*, 58: 793-802.
58. Pentreath, R.J. 1976. The accumulation of mercury from food by the plaice Pleuronectes platessa. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 25: 51-65.
59. Pentreath, R.J. 1977. The accumulation of cadmium by the plaice Pleuronectes platessa L. and the thornback ray Raja clavata L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 30: 223-232.
60. Benayoun, G., S.G. Fowler and B. Oregioni. 1974. Flux of cadmium through euphausiids. *Mar. Biol.*, 27: 205-212.
61. Ray, S. and D.W. McLeese. 1982. Notes on bioavailability of cadmium and lead to a marine crustacean through food and water, p. 19-24. Environment Canada, Environmental Protection Service, Surveillance Report EPS-5-AR-82-1.

EFFETS DES EFFLUENTS CHAUDS SUR LA QUALITE DE L'EAU DE MER DANS LA REGION DE L'ATLANTIQUE

James J. Swiss*

L'étude des effets des effluents chauds sur le milieu aquatique est un champ d'action relativement nouveau, si on la compare aux recherches sur certaines des formes classiques de pollution. Cela est particulièrement vrai pour ce qui est du milieu marin, à l'égard duquel les travaux de recherche sur les effets thermiques des effluents sont beaucoup moins nombreux que les travaux sur le même sujet axés sur l'eau douce. Comme l'élévation de température est un agent de pollution non persistant et comme l'eau de mer possède généralement une capacité d'absorption considérable, on a pensé que les effluents chauds auraient sur l'eau salée une incidence minime. Cette opinion se défend probablement si l'on pense à la pleine mer. Cependant, l'effet local des effluents chauds peut être considérable, même en milieu pélagique, si les caractéristiques morphologiques du milieu récepteur, le volume des effluents chauds déversés et le type de structures de déversement le favorisent.

La température influe sur presque toutes les propriétés physiques qui nous intéressent, dans la gestion de la qualité des eaux¹, elle a de profonds effets sur les réactions chimiques dans le milieu aquatique et agit directement sur les processus physiologiques de la plupart des organismes pélagiques (de la bactérie au poisson). Pour ces raisons, les effluents chauds sont un agent de pollution qu'on ne devrait pas traiter à la légère. En outre, à cause des besoins d'énergie croissants de l'homme, on assistera, avant la fin du siècle², à une augmentation simultanée des besoins en eau de refroidissement et, ainsi, à une augmentation du volume d'effluents chauds déversés en milieu marin. Tous ces facteurs indiquent que les effluents chauds pourraient agir de façon déterminante sur la qualité de l'eau de mer, à certains endroits.

L'objet du présent document est d'examiner les effets des effluents chauds sur le milieu marin de la région atlantique du Canada. A cette fin, nous donnerons un aperçu des effets susceptibles de se manifester dans les régions touchées par la pollution thermique (effets physique, chimique, biologique), puis nous nous pencherons sur des sources ponctuelles précises d'effluents chauds dans la région de l'Atlantique.

EFFETS GENERAUX DES EFFLUENTS CHAUDS EN MILIEU MARIN

Sources

Un grand nombre d'activités humaines produisent de la chaleur résiduelle comme sous-produit. Une grande partie de cette chaleur se disperse naturellement dans l'atmosphère, mais une partie importante est déversée directement dans le milieu aquatique sous forme d'effluents chauds. On compte trois sources majeures de pollution thermique: les procédés industriels (chimiques, pétrochimiques et de fabrication du papier); les effluents municipaux; et les centrales thermiques². Cependant, le volume d'effluents chauds émanant des centrales

* Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada,
Dartmouth (N.-E.) (Adresse actuelle: Dome Petroleum Ltd., Calgary, Alberta)

thermiques dépasse largement l'apport des autres sources de pollution thermique. Par exemple, on estime que la production d'énergie électrique est responsable de plus de 75 % de la chaleur totale déversée dans le milieu aquatique canadien^{2,3}. C'est pourquoi le présent document portera surtout sur les effluents chauds qui sont des sous-produits de la production d'énergie électrique des centrales thermiques.

Lieux d'incidence

Au sujet des effluents chauds des centrales thermiques, on doit signaler qu'il existe trois lieux où leurs effets peuvent se faire sentir: 1) dans la centrale; 2) dans le secteur proche; et 3) dans le secteur éloigné.

Les effets dans la centrale sont ceux qui accompagnent le passage d'un organisme dans la centrale en même temps que l'eau de refroidissement. Des dommages peuvent être causés à cet organisme par des moyens mécaniques (heurt de l'organisme contre les tamis, changements de pression) ou par des augmentations rapides de température, lorsque l'eau de refroidissement passe dans le condenseur pour lui enlever sa chaleur excédentaire⁵. Il faut indiquer que la suite de l'analyse de ce type d'effets ne portera que sur les effets liés à l'élévation de la température, car l'étude des dommages mécaniques n'entre pas dans le cadre de notre propos.

Les effets rapprochés sont ceux que l'on peut observer à proximité de la centrale déversant les effluents chauds et que l'on peut considérer comme étant des effets de panaches thermiques. Les organismes peuvent subir l'influence des panaches thermiques de trois façons: les organismes circulent volontairement dans le panache parce qu'ils sont attirés par l'eau chaude; ils sont heurtés par le panache et incapables de l'éviter (par exemple certaines formes de plancton et des organismes benthiques); ils ne peuvent se comporter normalement parce qu'un panache les en empêche. Les effets rapprochés sont extrêmement évidents lorsque le panache présente une configuration bien définie, soit en raison du type de dispositif de déversement (par exemple un conduit) ou à cause des caractéristiques de dispersion du panache dans le milieu récepteur.

On ne s'attend pas, normalement, à ce que les effets éloignés se fassent sentir en milieu pélagique. Ces effets s'observent lorsque des apports thermiques dans un plan d'eau en élèvent graduellement la température jusqu'à ce que celle-ci atteigne un niveau supérieur à la normale ambiante. Grâce à la grande capacité d'absorption de la plupart des milieux marins de la région de l'Atlantique, il est peu probable que ces effets éloignés se manifestent⁸. Cependant, il est possible que les effluents chauds puissent être dirigés vers des plans d'eau de mer ayant des taux d'échange d'eau limités en raison de leur morphologie, etc. Dans ces cas, des effets éloignés sont à prévoir.

Types d'effets

La température influe sur presque toutes les caractéristiques physiques de l'eau, y compris sa densité, sa viscosité, sa tension de vapeur, sa tension superficielle ainsi que sur la solubilité et la diffusion des gaz¹. En outre, des augmentations de la température de l'eau peuvent également causer une altération des coefficients des taux et des constantes d'équilibre de la plupart des processus chimiques⁶.

Comme la température a un effet très marqué sur les propriétés physiques et chimiques de l'eau, l'élévation de température peut occasionner une altération de la qualité de l'eau, altération qui peut créer un ensemble de conditions défavorables à la collectivité d'organismes qui y vit normalement. En guise d'exemples d'altération de la qualité de l'eau, mentionnons: la réduction de la teneur en oxygène dans la zone touchée par les effluents chauds, au point que les organismes marins en ressentent durement les effets; ou encore l'augmentation de la toxicité d'un polluant chimique déjà présent dans l'eau, comme suite à l'élévation de la température. Dans un cas comme dans l'autre, la qualité de l'eau peut être moins propice au maintien des collectivités biologiques qu'avant l'introduction de la chaleur résiduelle.

Outre les effets indirects susmentionnés, des températures plus élevées peuvent également influencer directement sur les animaux marins. Dans la plupart des cas, les organismes aquatiques sont poïkilothermes (c'est-à-dire à sang froid) et adaptent leur propre physiologie interne afin de pouvoir vivre à la température de leur milieu⁶. En faisant office de catalyseur, de dépresseur, d'actionneur, de restricteur, de stimulateur ou d'agent de régulation¹, la température peut, à l'intérieur de limites normales, avoir des effets très variés sur les animaux poïkilothermes, les résultats ultimes étant une variété de réponses subletables, notamment des modifications dans le rythme du métabolisme, dans la respiration, le comportement, la croissance, la reproduction, les modèles de répartition et la vulnérabilité aux parasites et à la maladie¹. Dans certaines limites, ces changements peuvent être bénéfiques aux organismes qui en sont le siège; s'ils sont excessifs, ils peuvent au contraire avoir des effets néfastes.

Lorsqu'il survient des changements extrêmes, l'élévation de température peut avoir des effets plus directs. Si elle excède la tolérance thermique d'espèce concernée, la mort peut s'ensuivre. Ce genre de situations se produit rarement, cependant, et seulement lorsqu'un organisme ne peut éviter l'élévation de température et lorsqu'il vit déjà à la limite de sa tolérance thermique ou près de cette limite. Les effets d'une élévation de température sont également fonction de l'espèce, des antécédents thermiques de l'organisme et de la durée d'exposition⁹.

Il survient une variation intéressante de ce scénario lorsque des organismes s'adaptent à des températures plus élevées, ce qui se produit en général seulement lorsqu'un panache thermique est bien délimité d'une façon quelconque (par exemple grâce à un canal de déversement). Lorsque cette adaptation a lieu, les animaux peuvent devenir dépendants de l'eau chaude du panache thermique et si, pour une raison quelconque, la source de chaleur est supprimée (par exemple la fermeture de la centrale à des fins de maintenance), le retour rapide aux températures ambiantes normales peut être suffisant pour créer un choc thermique. La présence de poissons morts à proximité des centrales thermiques est généralement liée à ce phénomène^{10,11}.

Enfin, les panaches thermiques peuvent faire office de barrières entre les eaux littorales et les eaux du large, empêchant la migration naturelle des organismes marins, la migration verticale diurne pour s'alimenter ou la migration saisonnière pour frayer⁸.

Indépendamment du fait que les organismes marins sont touchés par les modifications physiques ou chimiques du milieu, par des modifications physiologiques internes (létales ou sublétales) ou sont entravés dans certaines activités par une réaction d'évitement, l'effet global sur ces organismes exposés aux effluents chauds peut être tel qu'il peut entraîner un changement dans la structure de population des collectivités touchées¹². De tels changements peuvent se produire si une partie importante d'une collectivité planctonique donnée passe dans un circuit d'eau de refroidissement; ils peuvent être le résultat ultime de

l'exposition continue d'une collectivité benthique à un panache thermique de température élevée; ou encore, ils peuvent être imputables aux effets d'un panache bien délimité sur des organismes qui s'adaptent à l'eau chaude. Dans tous les cas, une diminution globale de la diversité de la collectivité est possible, qui se solderait par une diminution de la "santé de la collectivité en question"¹³.

Les effets environnementaux mentionnés ci-dessus sont de nature très générale et peuvent s'appliquer à tout plan d'eau (douce ou salée) recevant des effluents thermiques. Pour déterminer les effets réels des effluents chauds dans un endroit donné, on doit se pencher sur le détail des faits se rapportant à l'endroit en question. Il faut connaître le volume d'effluents chauds déversés, le changement de température de l'eau de refroidissement, la morphométrie du plan d'eau récepteur, le circuit d'eau de refroidissement et les collectivités d'organismes exposées à la modification du régime thermique. C'est seulement à partir de tels renseignements que l'on peut déterminer les effets d'une source de chaleur donnée sur un milieu déterminé.

EFFLUENTS CHAUDS DANS LA REGION DE L'ATLANTIQUE

Cette partie décrira en termes généraux les sources d'effluents chauds dans la région atlantique du Canada. Comme ce fut le cas pour la partie précédente, on traitera uniquement des centrales thermiques, car ces établissements sont responsables du plus grand volume de chaleur résiduelle déversée dans les eaux océaniques.

La région atlantique du Canada compte en tout treize centrales thermiques qui déversent des effluents thermiques dans le milieu marin. La figure 1 montre l'emplacement de ces établissements. Comme on l'a signalé précédemment, on ne s'est pas beaucoup préoccupé des effluents chauds déversés dans le milieu marin et, par conséquent, les données disponibles sur les effets thermiques de ces effluents dans la région sont assez peu nombreuses*.

Nouvelle-Ecosse

En Nouvelle-Ecosse, on compte six centrales thermiques qui déversent des effluents chauds dans le milieu marin. Ces établissements ont une capacité prévue de 165 et 350 mégawatts (mW); la température de leur eau de refroidissement s'y élève à un degré se situant entre 6,1 et 14,4 °C. La moitié des établissements déverse des effluents chauds par des conduits de surface, alors que l'autre moitié se sert de canalisations immergées pour acheminer les effluents au large. Seule la station de Glace Bay, au Cap Breton a fait l'objet d'une surveillance environnementale; il s'agissait uniquement de délimiter le panache thermique.

Cette station n'a été l'objet d'aucune étude ou surveillance des effets environnementaux des effluents thermiques.

Nouveau-Brunswick

Le Nouveau-Brunswick compte quatre centrales thermiques qui déversent des effluents chauds dans le milieu marin, dont une centrale nucléaire située à Pointe Lepreau. Ces établissements ont une capacité prévue de 322 à 1 050 mégawatts;

* Les données utilisées dans la présente partie ont été puisées dans un rapport intitulé "Steam-Electric Generating Station Inventory", élaboré par Environnement Canada en 1976.

la température de l'eau de refroidissement est portée en moyenne à $10,7^{\circ}\text{C}$. Ils utilisent tous des émissaires qui évacuent les effluents chauds vers des points de déversement immergés, au large.

La centrale thermique de Dalhousie a été l'objet d'une surveillance environnementale; un programme poussé de surveillance est actuellement en cours à Pointe Lepreau.

Terre-Neuve

Terre-Neuve compte deux centrales thermiques: l'une à St-Jean et l'autre à Holyrood, dont la capacité prévue est de 30 et 450 mégawatts respectivement.

La centrale de Holyrood a été l'objet d'une certaine surveillance environnementale¹⁶.

Ile-du-Prince-Edouard

La seule centrale thermique de l'Ile-du-Prince-Edouard est située au port de Charlottetown. Elle a une capacité prévue de 70 mégawatts (7 unités) et déverse ses effluents chauds directement dans le port de Charlottetown. On ne dispose d'aucune donnée sur la quantité ou la qualité des effluents chauds, ni sur les effets environnementaux des déversements.

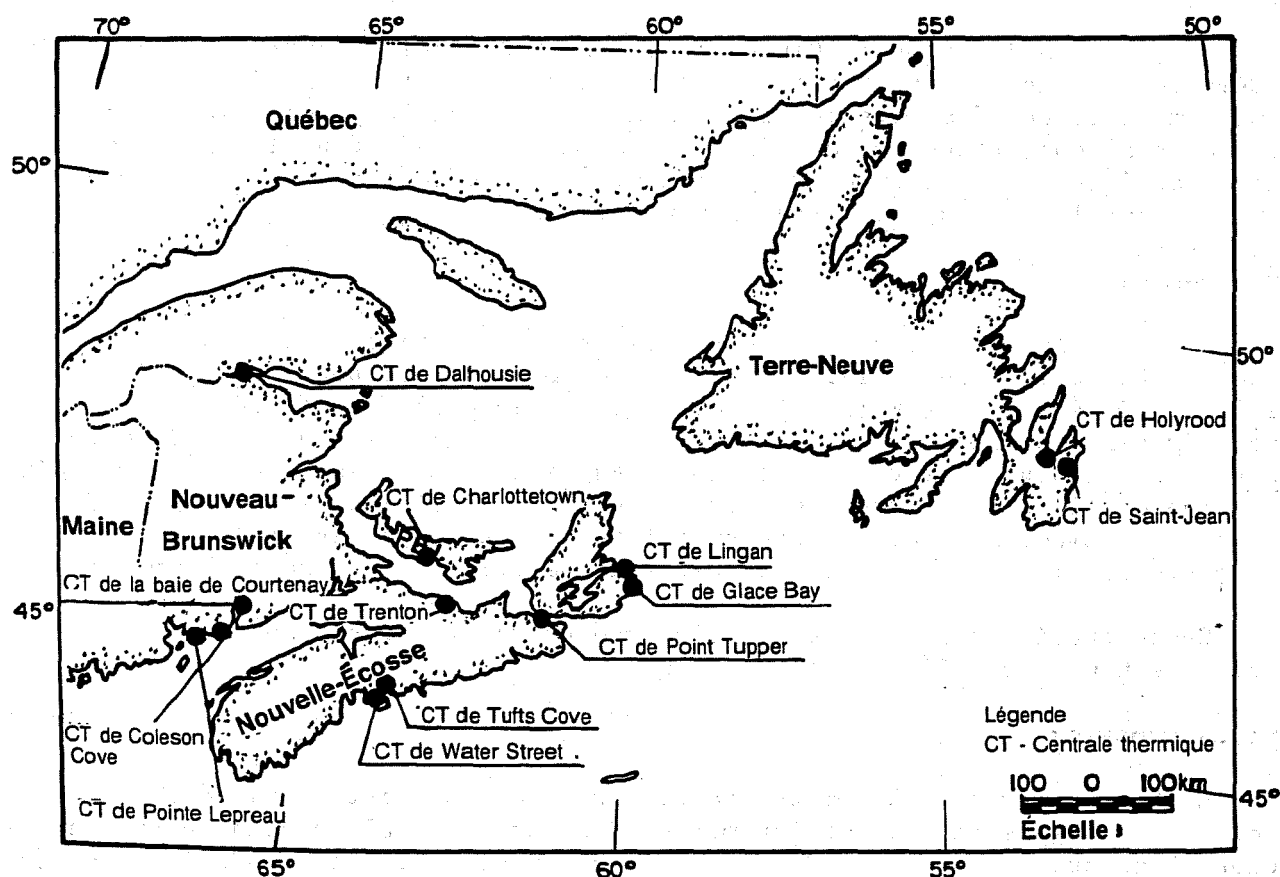


Figure 1 - Emplacement des centrales thermiques (CT) dans la région de l'Atlantique

RESUME ET CONCLUSIONS

L'aperçu présenté ici tendrait à faire penser que, dans la région de l'Atlantique, la pollution thermique n'est guère déterminante pour la qualité de l'eau de mer. Bien que nous ne disposions que de données empiriques très peu nombreuses sur les effets environnementaux des effluents rejetés par les centrales thermiques de la région, les données limitées sur la dispersion physique de l'eau chaude semblent indiquer que les zones où il est possible que les effets de cette forme de pollution se fassent sentir sont assez peu étendues (1 à 25 ha). Il semble également que, même si très peu d'études officielles ont été entreprises à ce sujet, celles dont on dispose indiquent qu'il n'existe pas de signes attestant l'existence d'effets majeurs sur l'environnement.

On ne doit pas voir, dans l'absence de données sur la qualité de l'environnement, un indice qu'il n'existe pas d'effet de cette pollution sur l'environnement. Cette absence de données indique plutôt qu'il faut entreprendre, à certaines de ces centrales, des études détaillées des effets de la pollution thermique sur l'environnement, si l'on veut tracer un tableau détaillé de la qualité de l'environnement. Peut-être les études actuellement en cours à la centrale nucléaire de Pointe Lepreau permettront-elles de définir plus clairement la nécessité de mener des études supplémentaires concernant d'autres centrales.

Une chose est claire, cependant: au cours des deux prochaines décennies, nos besoins en énergie vont augmenter² et, en même temps, on assistera à une augmentation de la quantité de chaleur résiduelle produite par les centrales. Que ces effluents accrus proviennent des établissements actuellement en exploitation ou de nouveaux établissements, il est évident qu'il faut définir plus clairement les problèmes pouvant découler de la production de chaleur. On ne pourra maintenir (ou accroître) la qualité des eaux océaniques que si l'on possède des connaissances sur les effets des effluents chauds et grâce à une saine planification du déversement de ces effluents dans le milieu marin.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Parker, F.L. and P.A. Krenkel. Thermal pollution: status of the art. National Centre for Research and Training in the Hydrologic and Hydraulic Aspects of Water Pollution Control. Report No. 3 (1969).
2. Montreal Engineering Co. Ltd. The thermal inputs into Canadian waters excluding the Great Lakes Basin 1970-2000 A.D. Report produced under contract to Environment Canada (1971).
3. Denison, P.J. and Elder, P.J. Thermal inputs to the Great Lakes 1968-2000. Proc. 13th Conf. Great Lakes Res. pp 811-828 (1970).
4. James F. MacLaren Ltd. Review of heated discharge management and control alternatives (once-through systems in large water bodies). Environment Canada Report Series, Report No. EPS-3-WP-75-4 (1975).
5. Schubel, J.R. and B.C. Marcey, Jr. (Eds). Thermal effects of entrainment. In: Power plant entrainment, a Biological Assessment. Academic Press, New York (1978).

6. Dickson, D.R. Waste heat in the aquatic environment. National Research Council, Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality.
7. Thorburg, A. Biological effects of thermal effluents in the marine environment: tropics and sub-tropics with a guideline. FAO Report, Club of Rome (1980).
8. Environment Canada. Environmental codes of practice design phase manual, Part D, Rationale for recommendations, once-through cooling systems (Unpublished).
9. U.S. National Academy of Science and National Academy of Engineers. Water quality criteria, 1972. Environmental Studies Board, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.
10. Ash, G.R., N.R. Chymko, and D.N. Gallup. Fish kill due to cold shock in Lake Wabamun, Alberta. J. Fish. Res. Bd. Canada 31: 1822, (1974).
11. Cairns, J., Jr. Coping with heated waste water discharges from steam-electric power plants. Bioscience 22: 411-420 (1972).
12. Cole, R.A. Stream community response to nutrient enrichment. J. Water Poll. Control Fed. 45(9) 1874 (1973).
13. Tenore, K.R. Macrobenthos of the Pamlico River Estuary, North Carolina. Ecological Monographs. 42, 51 (1970).
14. MacLaren Atlantic Ltd. Marine bottom communities in the vicinity of the Dalhousie generating station discharge. Unpublished Report to Environment Canada.
15. MacLaren Atlantic Ltd. Environmental assessment for the Point Lepreau generating station. Unpublished Report to the New Brunswick Electric Power Commission (1977).
16. Whittick, A. and R.G. Hooper. A limited study on the effects of the thermal effluent from the Holyrood generating station on the plant and animal benthos of Conception Bay. Unpublished Report for the Centre for Research in Labrador, Memorial University of Newfoundland.
17. LeBlanc, P. Nova Scotia Power Corporation, Personal Communication.

DÉCHETS DURABLES

P.B. Eaton*

INTRODUCTION

Outre la pollution par les hydrocarbures, les déchets durables constituent l'un des seuls types de pollution de l'eau qu'on peut facilement voir en mer et sur les côtes. D'autres formes de pollution telles que les produits chimiques, la chaleur, les eaux d'égout et les matières en suspension ne sont habituellement décelées qu'à l'aide d'instruments sensibles, puisque l'observateur ordinaire n'en constate que peu de manifestations. C'est pourquoi, pour le profane, la "santé" des océans varie souvent selon la quantité de déchets flottants ou échoués qu'il voit le long de la côte. Malgré la présence évidente des déchets en mer, leur importance par rapport à d'autres contaminants est faible et, en majeure partie, n'entre pas en ligne de compte, du point de vue scientifique.

Ce document traite des types de matériaux qui constituent les déchets durables, de leurs sources et de certains problèmes environnementaux qu'ils entraînent. Comme il existe très peu de données à cet égard pour les eaux de l'Atlantique, on doit se reporter à des études menées ailleurs. Les renseignements proviennent surtout de quelques études et d'un certain nombre d'observations consignées faites à divers endroits autour du monde. Bien que le goudron pélagique et les boulettes de goudron soient omniprésents et aient été considérés par certains comme des déchets, ils ne feront pas l'objet de cette section.

Aux fins de ce document, on peut définir les déchets durables comme étant tout matériau perdu, abandonné, jeté ou déversé en milieu marin, emporté par le vent dans la mer ou charrié par les rivières et se déversant dans la mer. Le seul autre critère est que les déchets durables résistent à la dégradation ou au bris rapide dans l'environnement. Des matériaux tels que le papier, les cordages de chanvre, les petits végétaux, les copeaux de bois et autres ne sont pas durables, alors que les plastiques, les métaux et le verre ne se désagrègent que très lentement en milieu marin; ils sont donc des déchets durables.

TYPES DE MATÉRIAUX

Les déchets durables contaminent les océans du monde de deux façons principales : en flottant à la surface de l'eau ou à fleur d'eau, en raison d'une flottabilité neutre ou légèrement positive, ou en coulant et en s'entassant sur le fond marin. Un

autre problème lié aux déchets durables est l'encrassement du littoral et des plages où aboutissent souvent les débris flottants.

Au cours de la dernière décennie, les déchets de plastique en milieu marin ont été reconnus comme une source de problèmes, surtout en raison de leur utilisation répandue et de leurs propriétés intrinsèques. Les plastiques ont habituellement une densité relative faible, soit entre 0,8 et 0,96, et, par conséquent, flottent. Ils sont en majeure partie non biodégradables et ne subissent qu'une lente photodégradation lorsqu'ils sont exposés aux rayons ultraviolets. De même, certains plastiques renferment des additifs qui les stabilisent contre l'effet des rayons ultraviolets et agissent comme antioxydants, prolongeant ainsi considérablement leur durée dans l'environnement.

On a trouvé en mer divers types de plastique, sous des formes extrêmement variées, allant de la matière brute aux produits fabriqués tels que les jouets, les cordes, les filets et autres. Le plastique brut provenant des producteurs est expédié aux fabricants sous forme de boulettes ou de "fractions", qui sont habituellement des sphères, des disques ou des cylindres mesurant entre 1 et 5 mm de diamètre. On a trouvé des boulettes de plastique de ce type dans les eaux côtières de la Nouvelle-Angleterre¹, dans la Méditerranée², dans le golfe d'Alaska et dans la mer de Béring³, dans les eaux de surface de l'Atlantique Sud⁴ et dans les eaux de l'Atlantique du Nord-Ouest, dans la mer des Antilles⁵ et dans la mer des Sargasses⁶. On en a également trouvé sur les plages de certaines parties de l'océan Pacifique Sud⁷ et le long de la côte est des États-Unis⁸. Ces boulettes de plastique sont constituées de l'une ou l'autre des matières suivantes : polystyrène, polyéthylène, méthacrylate de polyméthyle et polypropylène; en raison de leur densité relative ou de leurs composants gazeux, ces boulettes de plastique flottent habituellement.

Les produits de plastique transformé polluent sur une plus grande étendue et de façon plus évidente la haute mer et le littoral. L'usage rapidement répandu des plastiques au cours des années 60 et 70, notamment pour l'emballage, la fabrication de contenants et d'articles jetables, a entraîné une prolifération rapide des déchets dans les océans du monde⁹. Sur deux bandes isolées de littoral, adjacentes à la mer du Nord, Scott⁹ a recueilli des articles provenant surtout d'Europe et d'Amérique du Nord qu'on peut répartir en trois catégories principales : les déchets domestiques et industriels, les emballages de produits agricoles et les déchets provenant des navires. Des relevés semblables effectués sur des plages de la Manche¹⁰ et sur une plage de Floride¹¹ ont donné des

résultats assez similaires; dans ces cas, le contenant en plastique moulé sous pression est l'article qu'on a le plus souvent trouvé. Un relevé du littoral de la baie de Narraganset indiquait pour sa part que la majeure partie des déchets provenait de l'utilisation de la côte à des fins récréatives, puisqu'on y a surtout trouvé des articles tels que des verres en styromousse, des couvercles de lait battu, des porte-cannettes de bière, des sacs de plastique, des cartouches de fusil, des articles en papier et en carton¹². Les débris flottants trouvés en mer se composaient de fragments de styromousse et de morceaux de plastique dur et mou provenant de contenants, de jouets et autres, ainsi que de feuilles de polyéthylène⁵. On y a également trouvé des flotteurs utilisés pour la pêche, des cordages, des fragments de filets de pêche, ainsi que des contenants en métal et en verre¹³.

Les quantités de fragments de plastique varient d'un morceau par 9 000 m² dans le golfe d'Alaska et la mer de Béring³ à un morceau par 280 m² dans la mer des Sargasses⁶, et à un morceau par 29 m² autour du 143^e parallèle de longitude Ouest et du 35^e de latitude Nord dans l'océan Pacifique. Il est évident que la répartition de ces objets n'est pas uniforme et que les concentrations varient selon l'importance du trafic maritime, la proximité des régions côtières habitées, la configuration des courants océaniques, l'emplacement des confluent et les caractéristiques des vents de surface^{14, 15}.

La plupart des débris déversés, abandonnés ou perdus en mer ne restent pas à la surface, mais coulent au fond de l'eau ou à une certaine profondeur intermédiaire, selon leur masse spécifique. Des objets tels que des contenants de métal, de verre et de plastique, des cordes et des ficelles, des câbles, des fragments métalliques, des vêtements, des morceaux de caoutchouc, des appareils de pêche, des morceaux de bois et de papier, ont été recueillis dans des chaluts dans la mer de Béring¹⁶ et dans le golfe d'Alaska¹⁷. Dans le cadre des études qui ont été faites, on a trouvé ces types de débris dans 40 à 60 % des chaluts, les types les plus courants étant le plastique, le métal, les cordages et la ficelle. Un grand nombre d'appareils de pêche (cordages, filets et flotteurs) ont été trouvés sur les plages et le littoral des îles Aléoutiennes dans le Pacifique Nord¹⁸; par conséquent, on peut supposer que les appareils de pêche perdus ou abandonnés constituent une partie importante des débris du fond marin.

Il est difficile d'établir la quantité de débris reposant sur le fond marin. Il semble que les omniprésentes boulettes de plastique, qu'on trouve si souvent sur les plages autour du monde, coulent elles aussi (certaines ont une masse spécifique supérieure à 1,0); on en a trouvé dans des échantillons de

sédiment en quantité aussi élevée que 20 000 par m², à proximité des centres industrialisés¹⁹. Les gros objets ou les structures perdus accidentellement ou abandonnés en mer comprennent des tiges de forage et leurs têtes, de lourds câbles métalliques et des aussières²⁰. Nous traiterons dans une section ultérieure de l'impact de ces objets sur l'environnement et sur la santé humaine.

SOURCES DES DÉCHETS

Les sources des déchets durables qu'on trouve dans les océans sont extrêmement diverses et découlent d'un certain nombre de facteurs, notamment : une plus grande utilisation des plastiques dans la fabrication d'emballages, de contenants et d'articles jetables, la fabrication de filets de pêche et de cordages en plastique tel que le polypropylène, l'immersion en mer des déchets des navires et des centres urbains côtiers et l'utilisation accrue du milieu marin à des fins récréatives.

Une forte proportion des déchets jetés en mer sont les rebuts solides provenant des navires, dont les quantités varient de 1,1 à 2,6 kg par personne par jour, auxquels on doit ajouter 290 tonnes de déchets de chargement par navire par année. En supposant que tous les navires déversent leurs déchets solides par-dessus bord, cela représente environ $6,5 \times 10^6$ tonnes de déchets par année, principalement déversées à 400 km des côtes de l'hémisphère nord²¹. Même si seulement 0,7 % de ces déchets sont en plastique, ils flottent, sont extrêmement durables et créent les problèmes les plus graves aux points de vue de l'esthétique et de l'environnement¹⁸.

L'industrie de la pêche est probablement l'un des principaux responsables de la pollution. Avec l'introduction des plastiques dans la fabrication des appareils de pêche au cours des vingt dernières années, presque tous les cordages et les filets sont maintenant en polypropylène et autres polymères non dégradables. Dans le Pacifique Nord, 98 % du poids total de débris trouvés sur les plages étaient constitués d'appareils de pêche commerciaux. Les chaluts étaient les plus nombreux, suivis des cordes en polypropylène, des flotteurs de chaluts, des flotteurs de filets maillants et des contenants de vrac en polyéthylène. Le taux annuel d'augmentation des déchets trouvés sur les plages du Pacifique Nord était de 50 % entre 1972 et 1974, soit dix fois plus que les prévisions conjecturales. Cette augmentation considérable est imputable à l'exploitation d'importantes flottilles de pêche, aux pertes accidentelles concomitantes et au rejet délibéré d'appareils de pêche en plastique¹⁸. Entre 1962 et 1974, une moyenne annuelle de 697 navires japonais et 453 navires soviétiques sont venus pêcher dans ce secteur, au large de la côte de l'Alaska. Sur la côte de

l'Atlantique, en eaux canadiennes ou à proximité (limite de 200 milles), on trouve environ 344 bateaux de pêche étrangers détenteurs de permis. La flottille canadienne de bateaux de pêche détenteurs de permis se compose de 32 000 embarcations dont seulement 400 environ mesurent plus de 65 pieds de longueur.

Nombre de cas prouvent que les débris perdus ou rejetés par l'industrie pétrolière dans le cadre de l'exploration, du forage et de l'exploitation des puits ont créé des problèmes pour la navigation et la pêche, notamment dans la mer du Nord où se concentrent ces activités. Des matériaux tels que des têtes de tiges de forage, des morceaux de tuyaux en acier, des câbles et des aussières diverses, des barils et des contenants de peinture vides ont été trouvés autour des installations pétrolières et gazières²⁰. Ces types de débris et d'autres proviennent également des navires d'approvisionnement des plates-formes de forage.

L'un des articles le plus courant qui polluent les eaux arctiques de la mer de Beaufort, où d'importants travaux sismiques sont en cours, est le contenant en plastique de charge explosive. Ces contenants flottent et échouent sur les plages où ils s'accumulent²². À l'heure actuelle, on n'en trouve pas beaucoup sur la côte atlantique, puisqu'on effectue la majorité des travaux sismiques au moyen de la technique du canon à air.

Le déversement des eaux d'égout municipal et industriel dans les estuaires des rivières et dans la mer pollue inévitablement les eaux côtières. Par exemple, un article qui pollue considérablement de nombreuses plages de la région de l'Atlantique est l'appliqueur de tampons en plastique, manifestement jeté dans le système d'égout et déversé dans la mer avec les eaux résiduaires non traitées. La quantité considérable de boulettes de plastique brut près des centres industriels tels que le canal de Bristol¹⁹, et à proximité des fabriques de plastique^{8, 23} révèle également qu'il y a rejet accidentel ou délibéré de matière brute dans le milieu marin avec d'autres déchets industriels. Des élastiques trouvés dans l'appareil digestif de macareux dans la Manche semblent provenir de déchets rejetés par l'industrie du vêtement²⁴, déversés en mer ou dans un effluent de cette industrie.

En raison du mouvement vers le nord, des courants océaniques comme ceux des Guyanes et des Antilles, près de la partie nord de l'Amérique du Sud, et celui des Caraïbes, des quantités de débris (surtout en plastique) sont dispersés dans l'Atlantique Sud et l'Atlantique Nord, le long de la côte de l'Amérique du Nord. Certains sont emportés plus au nord par le Gulf Stream. Un relevé effectué sur une plage de Fort Pierce en Floride a permis d'identifier des articles en plastique provenant des États-Unis, du Venezuela, de la Colombie, du Guatemala et de la Jamaïque¹¹.

La quantité de déchets attribués à la navigation de plaisance et à l'utilisation générale du littoral peut être considérable dans des secteurs très fréquentés tels que les plages, les marinas, les terrains de camping et autres, et à proximité des secteurs à forte densité de population. En général, ces déchets sont localisés et sont davantage source d'ennuis ou de problèmes d'esthétique que de dangers graves pour l'environnement. Cependant, compte tenu du fait que la production du plastique double tous les douze ans et que la société utilise de plus en plus des articles courants jetables ou à utilisation unique, le problème de la pollution des côtes découlant d'activités récréatives continuera de s'aggraver.

PROBLÈMES ENVIRONNEMENTAUX

Un certain nombre de problèmes environnementaux peuvent être causés par les déchets durables que renferment les océans; cependant, on reconnaît généralement que, du point de vue environnemental, ces problèmes sont mineurs si on les compare avec ceux qu'entraînent les substances toxiques, les produits pétroliers, les eaux d'égout et autres contaminants du genre. Il existe toutefois un certain nombre de facteurs propres à la sécurité de l'homme, de dangers pour l'environnement et de problèmes d'esthétique liés aux déchets. Nous allons maintenant en traiter.

Problèmes d'esthétique

Chaque individu qui marche sur une plage n'importe où dans le monde connaît bien le côté inesthétique et désagréable des déchets marins. L'omniprésence des déchets sur une plage est étonnante, leur quantité, choquante; par exemple, 536 articles de plastique, pesant au total 345 kg, ont été recueillis sur chaque kilomètre de plage de l'île d'Amchitka, dans le Pacifique Nord en 1974. Ce chiffre représente l'accumulation des déchets durables d'une seule année, dans cette partie relativement éloignée du Pacifique Nord¹⁸.

En plus de nuire à l'aspect esthétique et récréatif du littoral, certains déchets tels que les bouchons de bouteilles, les tessons et les clous rouillés peuvent couper ou blesser les usagers des plages. Les débris flottants en mer pèchent également contre l'esthétique. Grâce à des observations qu'il a faites dans l'océan Pacifique central Nord en 1973, Venrick¹³ a calculé que plus de cinq millions de bouteilles de plastique flottaient alors dans l'océan Pacifique. Compte tenu de la longue durée de ces bouteilles dans l'environnement et de leur production annuelle (5×10^9), ce chiffre est concevable.

Dangers pour la faune aquatique

L'enchevêtrement semble être l'un des problèmes environnementaux les plus graves causés par les déchets dans les océans, et les mammifères marins semblent en être le plus souvent les victimes. Les déchets marins flottants attirent apparemment les mammifères marins, et les marques de dents sur les bouteilles de plastique et autres contenants indiquent que les mammifères vérifient si ces débris sont bons à manger ou s'ils peuvent s'en servir pour jouer. Les phoques sont attirés par les filets ou les boucles ou courroies de plastique et peuvent s'y enchevêtrer. On rencontre souvent des phoques traînant des filets, des lignes de pêche, ou ceinturés de courroies de plastique, dans le secteur Pribilof du Pacifique Nord. Le nombre d'otaries à fourrure emmêlées est passé de 0,17 % des captures mâles en 1967 à 1,55 % en 1977. Plus de 30 % de ces enchevêtrements sont causés par les courroies de plastique circulaires qui entourent les paquets de nouveaux filets et qui, jetées à la mer sans être coupées, peuvent se glisser autour de la tête, du cou ou des épaules des otaries. Les données ci-dessus ont été établies d'après le nombre d'otaries qui ont survécu et qui sont retournées à leur aire de reproduction. Un nombre inconnu s'emmêle dans ces courroies et meurt par noyade, de sous-alimentation, ou des blessures que leur infligent ces matériaux coupants. Dans le secteur du Pacifique Nord seulement où les Japonais pratiquent la pêche au saumon au filet maillant, plus de 3 000 otaries à fourrure meurent chaque année par suite d'enchevêtrement, ce qui indique le danger virtuel pour ces mammifères que présentent les filets maillants abandonnés ou jetés à la mer¹⁸. Des problèmes semblables menacent les otaries de l'Atlantique Sud, où environ 0,1 % des captures annuelles était emmêlé dans des filets de pêche, des cordages, des chambres à air, des câbles métalliques, des fils monobrin et des courroies de plastique²⁵. Des requins ceinturés de courroies en fibre de verre, des fragments de filets accrochés aux cétacés à fanons et des otaries à fourrure de l'Antarctique au cou entouré de cordages sont des cas moins courants, qui ont cependant été signalés. Il semblerait, à la lumière d'échanges avec des pêcheurs et des spécialistes en recherche, que le problème de l'enchevêtrement des mammifères marins dans des débris de plastique, le long de la côte atlantique, n'est pas courant. Sur l'île de Sable où on observe depuis de nombreuses années les phoques gris et les loups-marins, on a noté deux ou trois incidents seulement par année sur un relevé annuel de quelque 12 000 phoques gris et 500 à 700 loups-marins. Dans la plupart des cas, on trouve des fragments de chalut. On a rarement, sinon jamais, trouvé de phoques du Groënland enchevêtrés, possiblement parce qu'ils se trouvent dans des secteurs très au nord, près des glaces, moins fréquentés par les pêcheurs.

Il existe des données sur l'ingestion de boulettes de plastique et de fragments de caoutchouc par la faune et les oiseaux aquatiques; cependant, les dangers que cela présente pour ces organismes ne sont pas bien définis. On a trouvé des sphérules de polystyrène dans l'estomac d'un certain nombre d'espèces de larves et de jeunes poissons. Dans la baie de Niantic, au large de la Nouvelle-Angleterre, on a dénombré huit espèces de poissons et un chétognathe dont l'intestin renfermait des sphérules de plastique.¹ Il est possible que ce matériau provoque un blocage intestinal chez certains petits poissons; par exemple, des larves de plie rouge mesurant 5 mm de longueur avaient des sphérules de 0,5 mm de diamètre dans l'intestin. Si de tels cas entraînent la mortalité, le nombre de poissons observés ainsi touchés pourrait bien être inférieur au nombre réel. Les larves et les jeunes poissons qui ont fait l'objet du relevé de Colton et autres⁵ ne renfermaient pas de particules de plastique; le problème n'est donc pas clair et doit être approfondi.

Des particules de plastique et des élastiques ont été trouvés respectivement dans les boulettes d'aliments éliminées par les sternes (fientes) et dans le tube digestif des macareux. Les sphérules de polystyrène ingérées par les sternes ont probablement d'abord été avalées par de petits poissons qui ont été mangés par les sternes. Rien ne prouve que ces particules ont fait du tort aux sternes⁸. Quant aux élastiques ingérés par les macareux, l'élastique entremêlé était dans certains cas agglutiné à la sortie du gésier ou formait une balle de caoutchouc à l'intérieur de ce dernier. Dans les deux cas, il pourrait y avoir blocage du système digestif ou, du moins, diminution de l'activité du gésier²⁴. Des données indiquant que les boulettes de plastique pouvaient être nocives pour l'estomac des oiseaux ont été fournies par Connors et Smith²⁶, qui ont étudié sept phalaropes roux (*Phalaropus fulicarius*) parmi une bande de 6 000 oiseaux migrateurs sur la côte californienne. Chez certains oiseaux, les boulettes de plastique occupaient jusqu'à 20 % du volume de l'estomac. Une corrélation négative entre la quantité de plastique et le pourcentage de gras de ces oiseaux permet de supposer que le plastique est nuisible. Un nouvel article en plastique qui pollue l'environnement marin est le porte-cannettes de bière à six orifices. Des goélands ont eu le cou, les ailes ou les pattes empêtrés dans les orifices, ce qui a entraîné leur immobilisation et leur mort. On s'interroge sur la toxicité potentielle des déchets en plastique. De nombreux additifs composent les plastiques pour en contrôler les caractéristiques : des plastifiants pour augmenter la flexibilité, des pigments de couleurs, des antioxydants, des stabilisateurs de rayons ultraviolets, des lubrifiants, des produits de démoulage et des biocides pour empêcher la dégradation microbienne; des agents de glissement et des agents

antiadhérents pour empêcher les feuilles de coller ensemble, et des agents antistatique²⁷. Le dégagement dans l'environnement des additifs présents dans les déchets de plastique n'a pas encore été étudié comme il se doit. On a analysé certaines particules de plastique pour y déceler la présence de contaminants tels que le PCB; on en a découvert jusqu'à cinq parties par million dans des sphérules de polystyrène¹. Cependant, dans ces cas, le PCB semblait provenir de l'environnement plutôt que de produits auxquels il aurait pu être ajouté en cours de fabrication. On ne connaît toutefois pas l'incidence potentielle des déchets de plastique sur les niveaux de PCB et d'autres contaminants présents dans l'environnement.

Dangers pour les navires et les pêcheurs

Les débris flottants ou immergés peuvent menacer ou gêner les navires et les navigateurs. Ils peuvent nuire aux bateaux de pêche et à leurs équipages en s'emmêlant aux appareils au fond de la mer ou en entravant les hélices. Dans les deux cas, le bateau devient difficile à manoeuvrer, ce qui est extrêmement dangereux par gros temps. Dans le premier cas, il est en outre dangereux que le bateau chavire si l'on ne tente pas de dégager les appareils en les coupant. De plus, si les appareils se rompent sous l'effet d'une forte tension, les membres d'équipage sur le pont peuvent être blessés par le coup de fouet des câbles soudainement relâchés²⁰.

Les objets lourds tels que les billes ou les structures de bois flottant à la surface de l'eau ou à fleur d'eau, constituent un danger réel pour les petites embarcations et peuvent aussi gravement endommager les gros navires qui passent par-dessus. Des feuilles de plastique ont déjà bloqué les prises d'eau de refroidissement des machines des navires, entraînant des dommages et des pertes en heures d'exploitation. Les dangers menaçant les navires et les équipages dans les eaux baignant le Royaume-Uni sont devenus tels que d'importantes sommes d'argent sont versées en indemnités aux propriétaires de navires et aux équipages pour perte d'appareils et dommages. Les gouvernements tentent d'obliger les compagnies pétrolières ayant des navires en mer du Nord et en eaux canadiennes de marquer leurs appareils de façon indélébile (cordages, articles en plastique, câbles et autres) afin de pouvoir identifier les responsables d'incidents de pollution maritime.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Carpenter, E.J., S.J. Anderson, G.R. Harvey, H.P. Miklas et B.B. Peck. 1972. Polystyrene spherules in coastal waters. Science 178:749-750

2. Shiber, J.G. 1979. Plastic pellets on the coast of Lebanon. Mar. Pollut. Bull. 10:28-30.
3. Shaw, D.G. 1977. Pelagic tar and plastic in the Gulf of Alaska and Bering Sea : 1975. Sci. Total Env. 8:13-20
4. Morris, R.J. 1980. Plastic debris in the surface waters of the South Atlantic. Mar. Pollut. Bull. 11:164-166
5. Colton, J.B., F.D. Knapp et B.R. Burns. 1974. Plastic particles in surface waters of the northwestern Atlantic. Science 185:491-497.
6. Carpenter, E.J. et K.L. Smith. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. Science 175:1240-1241.
7. Gregory, M.R. 1977. Plastic pellets on New Zealand beaches. Mar. Pollut. Bull. 8:82-84.
8. Hays, H. et G. Cormons. 1974. Plastic particles found in tern pellets, on coastal beaches and at factory sites. Mar. Pollut. Bull. 5:44-46.
9. Scott, G. 1972. Plastic packaging and coastal pollution. Internat. J. Environ. Studies 3:35-36.
10. Dixon, T.R. et A.J. Cooke. 1977. Discarded containers on a Kent beach. Mar. Pollut. Bull. 8:105-108.
11. Winston, J.E. 1982. Drift plastic - an expanding niche for a marine invertebrate? Mar. Pollut. Bull. 13:348-351.
12. Cundell, A.M. 1973. Plastic materials accumulating in Narraganset Bay. Mar. Pollut. Bull. 4(12):187-188.
13. Venrick, E.L., T.W. Backman, W.C. Bartram, C.J. Platt, M.S. Thornhill et R.E. Yeats, 1973. Man-made objects on the surface of the central North Pacific Ocean. Nature 241:271-272.
14. Shaw, D.G. et G.A. Mapes. 1979. Surface circulation and the distribution of pelagic tar and plastic. Mar. Pollut. Bull. 10:160-162.
15. Wong, C.S., D.R. Green et W.J. Cretney. 1974. Quantitative tar and plastic waste distributions in the Pacific Ocean. Nature 247:30-32.
16. Feder, H.M., S.C. Jewett et J.R. Hilsinger. 1978. Man-made debris on the Bering Sea floor. Mar. Pollut. Bull. 9:52-53.

17. Jewett, S.C. 1976. Pollutants of the northeast Gulf of Alaska. Mar. Pollut. Bull. 7:169.
18. Merrell, T.R. 1980. Accumulation of plastic litter on beaches of Amchitka Island, Alaska. Mar. Env. Res. 3:171-184.
19. Morris, A.W. et E.I. Hamilton. 1974. Polystyrene spherules in the Bristol Channel. Mar. Pollut. Bull. 5:26-27.
20. McCall, R.A. 1980. Consequences for fishing industry of oil industry debris. Marine Policy, January:61-63.
21. Dixon, T.R. et T.J. Dixon. 1981. Marine litter surveillance. Mar. Pollut. Bull. 12:289-295.
22. Wong C.S., D. MacDonald et W.J. Cretney. 1976. Tar and particulate pollutants on the Beaufort Sea coast. Beaufort Sea Tech. Rept. No. 13. Beaufort Sea Project, Victoria. 96 pp.
23. Gregory, M.R. 1978. Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches. N.Z. J. Mar. Freshwater Res. 12:399-414.
24. Parslow, J.L.F. et D.J. Jefferies. 1972. Elastic thread pollution of puffins. Mar. Pollut. Bull. 3:43-45.
25. Shaughnessy, P.D. 1980. Entanglement of Cape fur seals with man-made objects. Mar. Pollut. Bull. 11:332-336.
26. Connors, P.G. et G. Smith. 1982. Oceanic plastic particle pollution : Suspected effect on fat deposition in red phalaropes. Mar. Pollut. Bull. 13:18-20.
27. Cundell, A.M. 1974. Plastics in the marine environment. Environmental Conservation 1:63-68.

MICRO-ORGANISMES ET AGENTS PATHOGÈNES

A. Menon* et P. Klaamas*

MICRO-ORGANISMES ET AGENTS PATHOGÈNES

Les micro-organismes jouent un rôle important dans la transformation et la minéralisation des substances organiques d'un milieu marin. En détruisant les polluants organiques, les micro-organismes contribuent indiscutablement à l'auto-assainissement de la mer; par contre, certains micro-organismes peuvent causer des épidémies infectieuses.

Rôle des micro-organismes
dans l'auto-assainissement des eaux

La plupart des eaux côtières de l'Atlantique canadien sont presque continuellement exposées à la pollution par les effluents domestiques, agricoles ou industriels, d'où l'extrême importance de l'auto-assainissement de la mer. Ce processus consiste à éliminer les polluants des eaux de façon que l'homme puisse utiliser en toute sécurité les secteurs côtiers à des fins récréatives et pour la pêche. Les processus physiques et chimiques, comme la sédimentation et l'oxydation, jouent un rôle important, mais le rôle décisif revient aux processus biologiques. Les micro-organismes décomposent les composés organiques en gaz carbonique, en eau et en sels minéraux. Les protéines et les hydrates de carbone sont réduits de façon particulièrement rapide, les gras, la cire, la cellulose et la lignine, beaucoup plus lentement et parfois partiellement. Le taux de purification dans un écosystème dépend de la microflore, de facteurs physiques et de la période de l'année. La dégradation microbienne est beaucoup plus grande en été qu'en hiver parce que l'activité métabolique de la plupart des micro-organismes est plus grande pendant la saison chaude.

L'incidence de l'action des contaminants sur certaines activités microbiennes peut varier selon le milieu. Il existe des différences dans les modèles de dégradation des contaminants. La plupart des substances ont un effet inhibiteur ou stimulateur, selon leur concentration et leur type. La plupart des eaux d'égout domestiques, des pesticides et des huiles se dégradent à la longue. D'autres contaminants, tels que les métaux lourds, sont non dégradables, bien que la solubilisation et la volatilisation puissent finalement en réduire la quantité dans un milieu donné. Cependant, la biodégradation se produit seulement dans des conditions où la composition et la quantité des

* Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth (N.-É.)

contaminants ne surpassent pas la capacité d'auto-assainissement de la nappe d'eau qui les reçoit. Le déversement excessif de déchets organiques dans une zone côtière peut entraîner l'épuisement de ses ressources en oxygène, créant ainsi une zone anaérobie où les processus de putréfaction et la diminution des sulfates bactériennes entraînent la production d'hydrogène sulfuré. Cette substance entraîne alors la mort non seulement de presque tous les organismes supérieurs, mais aussi de nombreux micro-organismes. Par conséquent, il se développe une population microbienne composée de certaines espèces seulement, qui ne peut détruire qu'une partie des polluants organiques.

Les micro-organismes jouent un rôle important dans la dégradation des hydrocarbures déversés. Les bactéries et les champignons qui décomposent les hydrocarbures dégradent très rapidement les composants solubles dans l'eau du pétrole. Leur activité dépend de la température de l'eau et de la concentration de substances nutritives inorganiques, notamment les composés du phosphore et de l'azote¹. Les microbes détruisent très lentement les nappes d'huile pelliculaires parce que ces dernières ne peuvent être attaquées qu'à leur surface. Heureusement, le pétrole brut s'altère rapidement dans la mer, surtout en raison des processus physiques. En quatorze jours, les composants les plus légers se volatilisent; ainsi, il ne reste à peu près que les composants qui ne se volatilisent pas facilement. Ces derniers se mélangent à l'eau de mer et forment une suspension brune et trouble dont la surface plus grande permet aux bactéries de mieux l'attaquer. C'est pourquoi on utilise fréquemment des émulsifiants artificiels pour combattre la pollution par les hydrocarbures. Cependant, la plupart des émulsifiants sont habituellement toxiques pour de nombreux organismes aquatiques et peuvent causer plus de dommages que le pétrole lui-même. Certains de ces émulsifiants empêchent la croissance bactériologique et nuisent ainsi à la décomposition microbienne du pétrole au lieu de la faciliter².

La présence de substances toxiques provenant des effluents industriels peut nuire à la dégradation microbienne. Certains effluents industriels peuvent contenir des composés chimiques toxiques qui empêchent l'activité métabolique des microbes ou peuvent causer la mort des micro-organismes servant à la reminéralisation. Cela se produit particulièrement avec les composés des métaux lourds, des cyanures et des hydrocarbures de chlore^{3, 4}.

AGENTS PATHOGÈNES PRÉSENTS DANS L'EAU

Le déversement des égouts dans les eaux côtières est potentiellement néfaste et peut notamment être la source d'infections chez l'homme. Les humains et les animaux à sang chaud produisent nombre de micro-organismes intestinaux

pathogènes et non pathogènes qui sont déversés en milieu marin, par l'intermédiaire des eaux résiduaires, traitées entièrement ou partiellement, des municipalités et des hôpitaux, des réseaux d'égout privés, des effluents agricoles ou des eaux pluviales. Les micro-organismes pathogènes peuvent survivre et demeurer virulents pendant une certaine période, en milieu marin. C'est pourquoi ils peuvent causer des maladies chez l'homme, habituellement par contact avec l'eau ou ingestion de mollusques contaminés. Les agents pathogènes qu'on trouve le plus souvent dans l'eau sont ceux des familles suivantes : *Salmonella*, *Shigella*, *Pseudomonas*, *Leptospira*, *E.coli* entéropathogène, *Pasteurella*, *Vibrio*, *Mycobacterium*, les virus entériques, les parasites (*Entamoeba histolytica* et les larves de strongles) et les champignons (*Candida albicans*). La présence d'agents pathogènes dans l'eau dépend de la source de pollution, du degré de traitement des eaux usées et du niveau des maladies infectieuses qui touchent les populations tributaires. Le tableau 1 énumère les agents pathogènes les plus importants qu'on trouve dans l'eau et les maladies qu'ils génèrent. On trouve ensuite de brèves explications au sujet de ces agents pathogènes.

TABLEAU 1 - PRINCIPAUX AGENTS PATHOGÈNES PRÉSENTS DANS L'EAU
ET MALADIES QU'ILS GÉNÈRENT

Groupe	Maladies connexes
1. Bactéries	
Tous les genres de <i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde et salmonellose
Tous les genres de <i>Shigella</i>	Dysenterie
Tous les genres de <i>Vibrio</i>	Choléra, gastro-entérite
Tous les genres de <i>Leptospira</i>	Leptospirose
Tous les genres de <i>Pasteurella</i>	Tularémie
Tous les genres de <i>Mycobacterium</i>	Tuberculose
<i>E. coli</i> entéropathogène	Gastro-entérite
2. Virus entériques	
Virus hépatique	Hépatite infectieuse
Virus poliomyélitique	Poliomyélite paralytique et méningite amicrobienne
Virus Coxsackie A	Pharyngite vésiculeuse et méningite
Virus Coxsackie B	Pleurodynie, méningite et myocardite infantile
Virus ECHO	Méningite amicrobienne et gastro-entérite
Adénovirus	Infection des voies respiratoires et des yeux
Réovirus	Infection des voies respiratoires et diarrhée
Gastro-entérite virale	Gastro-entérite

3. Parasites

Entamoeba histolytica	Amibiase
Giardia lamblia	Diarrhée
Naegleria gruberi	Méningo-encéphalite amibienne
Ascarides lombricoïdes	Ascaridiase (strongle)
Taenia saginata	Téniase (ténia)
Tous les genres de Schistosoma	Schistosomiase (douve du foie)
Ancylostoma americanus	Ankylostomiase (strongle)
Diphyllobothrium latum	Bothriocéphalose (ténia)

4. Champignons

Candida albicans	Infections buccales et vaginales
Tous les genres de Trichophyton	Infection de la peau

Salmonellose

La salmonellose est l'infection la plus fréquente causée par les bactéries présentes dans l'eau. Salmonellae, qu'on trouve souvent en milieu marin, proviennent des excréments de l'homme et des animaux. Il existe au moins plusieurs centaines de sérotypes de Salmonella pouvant causer des maladies à l'homme. Salmonella typhi est l'agent étiologique de la fièvre typhoïde. La typhoïde se rencontre chez l'homme et non chez les animaux, au contraire des autres espèces de Salmonella. On contracte les infections causées par Salmonella en buvant de l'eau contaminée par des égouts, en nageant dans ce type d'eau ou en consommant directement des mollusques cueillis dans des eaux coquillières polluées.

Les manifestations de la salmonellose vont de la légère gastro-entérite à la septicémie, fièvre entérique et méningite. Selon Woolen⁵, la salmonellose est un problème mondial de plus en plus grand, malgré les efforts de surveillance, et le nombre de cas signalés est inférieur au nombre réel à travers le monde. En Angleterre et au pays de Galles, le nombre de cas de salmonellose chez l'homme a doublé entre 1966 et 1971. Aux États-Unis, environ deux millions de cas de salmonellose chez l'homme, 500 décès et des pertes de 100 millions de dollars par année sont attribués aux infections causées par Salmonella. Au Canada, on évalue que près de 5 000 cas de salmonellose sont diagnostiqués chaque année. Cependant, on croit que le nombre de cas signalés représente fort probablement environ un pour cent seulement de toutes les infections causées par Salmonella⁶.

Shigellose

Shigella est l'agent causatif de la diarrhée aiguë (dysenterie). Les symptômes de la shigellose vont de la légère diarrhée transitoire aux attaques terrassantes, accompagnées de fortes fièvres, de vomissements et de selles abondantes mêlées de sang. La plupart des épidémies de shigellose sont causées par la nourriture ou se communiquent de personne à personne. Cependant, un nombre important d'épidémies ont déjà été causées par l'absorption d'eau contaminée. Ces épidémies se manifestent fréquemment à la suite de bris accidentels des réseaux de traitement des eaux usées, du raccordement transversal des conduites d'eau contaminée ou de l'infiltration des eaux usées dans les conduites d'alimentation en eau. En août 1974, 31 cas de shigellose ont été signalés à Dubuque (Iowa) après que les personnes touchées eurent nagé dans le Mississippi⁷. Des données expérimentales indiquent que l'ingestion d'un petit nombre de *Shigellae* (10 à 100 organismes) suffit à provoquer la maladie⁸.

Choléra

Vibrio cholerae est un agent pathogène bactériologique qui peut provoquer une maladie intestinale aiguë qui se caractérise par des diarrhées soudaines, des vomissements, de la fièvre, la déshydratation et la perte de conscience. La mort peut se produire quelques heures après l'apparition des symptômes si le malade n'est pas soigné rapidement. Le choléra se transmet par le contact d'une personne à une autre ou par la consommation de nourriture et d'eau contaminées. Les mollusques transmettent la bactérie. La récente épidémie de choléra à Naples, en Italie, a fait 19 morts; les malades avaient consommé des moules contaminées.

Vibrio parahaemolyticus

Vibrio parahaemolyticus est un micro-organisme qui se produit naturellement, et qu'on trouve partout en milieu marin, y compris dans les sédiments, l'eau, les poissons et les mollusques. C'est la principale cause des gastro-entérites au Japon, où plus de 50 % de toutes les infections signalées découlant de l'absorption de fruits de mer, sont causées par cet organisme⁹. Plus récemment, on a constaté que la bactérie *Vibrio parahaemolyticus* causait des plaies aux baigneurs¹⁰ et des maladies aux crustacés¹¹.

Plusieurs relevés ont montré que cette bactérie est souvent présente dans les mollusques et les eaux coquillières du Canada et des États-Unis^{12,13}. Cependant, la population de *Vibrio parahaemolyticus* décelée chez les mollusques est si faible

qu'elle ne peut vraisemblablement pas causer d'intoxications alimentaires. Smith¹⁴ a signalé que le nombre de cellules de *Vibrio parahaemolyticus* ingérées pouvant causer des maladies cliniques semble se situer entre 10^6 et 10^9 . Ainsi, l'absence d'épisodes fréquents d'infections causées par *Vibrio parahaemolyticus* en Amérique du Nord, comparativement au Japon, doit être imputée aux mesures qu'on prend pour empêcher la bactérie de se reproduire chez les mollusques et crustacés crus ou cuits. Une seule épidémie confirmée causée par *Vibrio parahaemolyticus* s'est produite en Amérique du Nord, au Maryland, où 320 personnes ont été malades après avoir consommé des crabes contaminés¹⁵.

Virus

Les virus entériques, qui comprennent les virus hépatiques, les virus poliomyélitiques, les virus Coxsackie, les virus ECHO, les adénovirus, les réovirus et plus de cent autres types de virus, sont excrétés dans les fèces de l'homme¹⁶. Il existe nombre de documents traitant de la présence des virus entériques dans les eaux des estuaires et des océans^{17,18}. Cependant, les documents sur les épidémies virales causées par l'eau s'intéressent surtout à l'hépatite infectieuse, principalement en raison de la nature explosive des épidémies qu'elle entraîne et de sa symptomatologie particulière. Il existe d'autres cas de maladies virales causées par l'eau qui sont peu connues ou difficiles à reconnaître car nombre de virus entraînent des infections latentes ou qui ne sont pas apparentes et dont on peut difficilement dire qu'elles sont causées par l'eau. Les techniques épidémiologiques ne sont pas assez précises pour déceler les faibles niveaux de transmission de maladies virales par l'eau. C'est probablement pourquoi la gastro-entérite non spécifique compte pour plus de 50 % de toutes les maladies causées par l'eau.

La densité moyenne de virus entériques dans les eaux d'égout domestiques a été évaluée à environ 700 par 100 ml, mais on en a décelé jusqu'à 46 000 par 100 ml dans certaines eaux d'égout non traitées¹⁶. La quantité de virus présents dans les eaux d'égout varie considérablement et dépend de facteurs tels que la présence de la maladie dans une collectivité, le niveau d'hygiène de la population, le niveau socio-économique et la période de l'année. Un certain nombre de virus entériques peuvent survivre au traitement et à la chloration des eaux d'égout. Ils peuvent également survivre en mer, de quelques jours à plusieurs semaines¹⁸.

Le déversement de virus en milieu marin par l'intermédiaire des décharges d'eaux usées a toujours été une source de préoccupations, du point de vue récréatif, et a toujours

constitué une menace pour la commercialisation des mollusques. Il a été clairement établi que les mollusques provenant d'eaux polluées peuvent transmettre l'hépatite et la gastro-entérite. On a signalé des centaines de cas d'hépatite et de typhoïde transmises par les mollusques¹⁹. Une récente épidémie d'hépatite infectieuse à Houston a touché 263 personnes qui avaient consommé des huîtres contaminées de la Louisiane²⁰.

Autres agents pathogènes présents dans l'eau

Il existe d'autres infections bactériologiques causées par l'eau qui sont moins courantes ou dont on ne connaît pas bien l'origine. Plusieurs des micro-organismes responsables, tels que *Pasteurella* et *Leptospira*, sont habituellement associés aux populations d'animaux domestiques et sauvages. Ces organismes pénètrent dans le système sanguin de l'homme par des écorchures ou par les membranes des muqueuses et produisent des infections aiguës.

Pseudomonas aeruginosa est un bacille qui, en milieux propices, affecte l'homme et les animaux et cause une variété d'infections des oreilles et de la peau chez les baigneurs. La principale source de *Pseudomonas aeruginosa* dans l'eau semble être les matières fécales humaines et animales²¹.

L'amibe, *Entamoeba histolytica*, et le protozoaire flagellé, *Giardia lamblia*, comptent parmi les parasites les plus courants qu'on trouve dans les eaux résiduaires et les eaux de surface. L'amibiase est une infection intestinale causée par *Entamoeba histolytica*. Ce parasite forme des kystes qui sont ensuite rejetés dans l'environnement à l'intérieur de fèces infectées. Lorsque l'amibe sous forme de kystes retourne dans un milieu prédisposé, habituellement de la nourriture ou de l'eau contaminée, elle germe dans les voies intestinales et cause l'infection.

Giardia lamblia est le parasite qui cause la giardiase. Les symptômes de cette maladie vont du stade subclinique à celui du blocage intestinal. Le parasite produit des kystes qui sont éliminés avec les fèces et qui sont transmis à d'autres milieux par contamination. Il existe énormément de données sur les épidémies de giardiase en Amérique du Nord causées par la contamination des conduites d'eau municipales et des eaux récréatives²².

Candida albicans est une levure pathogène qu'on peut trouver dans les eaux contaminées par les matières fécales. Cet organisme cause des infections buccales et vaginales et des infections de la peau. Briscon²³ a révélé qu'il y avait de plus en plus de cas d'infections vaginales causées par *Candida albicans* chez les femmes qui se baignent dans les eaux côtières polluées.

SOURCES DE CONTAMINATION MICROBIENNE

Les principales sources de contamination microbienne se divisent en deux catégories : les sources ponctuelles et les sources non ponctuelles.

En général, les sources ponctuelles sont celles qui se déversent dans une nappe d'eau au moyen de tuyaux ou de caniveaux distincts. Les sources ponctuelles de contamination microbienne comprennent les effluents municipaux et industriels traités et non traités. Lorsque les effluents sont traités et désinfectés, les microbes sont généralement peu nombreux mais pas complètement éliminés. Le traitement des eaux usées vise à réduire le nombre des micro-organismes pathogènes présents dans l'effluent au moyen de la désinfection; cependant, cette méthode n'élimine pas complètement les micro-organismes comme le ferait la stérilisation. La présence de solides et de matières organiques solubles dans les eaux résiduaires traitées demande plus de désinfection, et la nature protectrice de matières telles que les solides en suspension réduit l'efficacité de cette technique.

Dans les provinces de l'Atlantique, les statistiques les plus récentes révèlent qu'environ 55 % de la population est desservie par des égouts qui recueillent les eaux résiduaires, et qu'environ 20 % de la population est desservie par un système central de traitement des eaux résiduaires.

Donc, environ 788 000 personnes déversent leurs eaux résiduaires dans des égouts collecteurs qui ne sont pas reliés à des installations de traitement des eaux usées. En supposant qu'une personne produit en moyenne 100 gallons par jour d'eau résiduaire, près de 78 800 000 gallons d'eau résiduaire non traitée sont déversés chaque jour dans l'environnement par les collectivités qui ne sont pas munies d'égouts collecteurs. En termes de charge organique, cette quantité représenterait environ 80 tonnes de DBO_5 par jour, en supposant un DBO_5 moyen de 200 mg/l.

Les chalets et les résidences d'été dont les eaux résiduaires ne sont pas traitées constituent des sources ponctuelles de contamination moins importantes. Ces sources sont dispersées le long de la côte et sont très difficiles à dénombrer. Elles ont des répercussions plus évidentes sur la pêche commerciale aux mollusques puisqu'elles contribuent à la fermeture de certains secteurs de pêche aux mollusques.

Une autre source ponctuelle de contamination microbienne est l'effluent des usines de transformation du poisson et de conditionnement des aliments. À l'heure actuelle, près de 500 usines de transformation du poisson dans les provinces de l'Atlantique déversent leurs déchets en mer.

Au cours des dernières années, il est devenu de plus en plus évident que les sources ponctuelles de pollution ne sont qu'une partie de l'ensemble du problème de la pollution. On a constaté que l'épuration des effluents municipaux et industriels n'entraînait peut-être pas une amélioration remarquable de la qualité de l'eau de certains estuaires. Le problème de la détérioration de la qualité de l'eau est imputable à plus de 50 % aux sources non ponctuelles de pollution²⁴. Il s'agit de sources diffuses de déversement dans des nappes d'eau, provenant de l'activité de l'homme et de processus naturels. Ces sources ne se déversent pas à des endroits précis ou identifiables et sont difficiles à mesurer ou à définir. On ne peut lutter contre ce type de pollution avec les moyens habituels et il pourrait s'agir d'une source importante de pollution microbienne des secteurs coquilliers de la côte atlantique²⁵. Les principales sources non ponctuelles de contamination microbienne sont l'écoulement des eaux des villes, l'entraînement des dépôts des terres agricoles et les déchets des oiseaux et des animaux sauvages. Toutes ces sources contribuent à la fermeture de secteurs de pêche aux mollusques.

L'écoulement en milieux urbains comprend l'écoulement des eaux de surface des résidences, des établissements commerciaux et industriels ainsi que le trop-plein des réseaux d'égout combinés qui peuvent comprendre les dérivations des postes de pompage et des installations de traitement surchargées. Dans ce cas, la contamination microbienne serait la même que si l'on déversait des eaux résiduaires municipales diluées non traitées.

Les répercussions de l'entraînement des dépôts des terres agricoles se font sentir dans les estuaires peu profonds des provinces de l'Atlantique. La fermeture des zones coquillières qui en a résulté est attribuable à l'écoulement et peut dépendre de l'intensité et de la durée des pluies. En l'absence de précipitations, le secteur coquillier peut être ouvert à la pêche aux mollusques, mais après des précipitations d'une certaine intensité et d'une certaine durée, le secteur est fermé pendant une période donnée, habituellement sept jours.

La contamination microbienne attribuable aux animaux sauvages et aux oiseaux n'est peut-être pas aussi importante que les autres sources non ponctuelles de contamination, mais certains secteurs coquilliers accusant un nombre de bactéries élevé ont été fermés sans qu'il y ait d'autres sources apparentes de contamination.

Les embarcations peuvent être considérées comme des sources non ponctuelles de pollution microbienne de l'eau des baies, notamment pendant la saison de navigation de plaisance, lorsque les gens passent la nuit dans leurs embarcations, à l'ancre. Les

eaux d'égout que déversent les navires entraînent la contamination bactériologique de l'eau et, par conséquent, la fermeture saisonnière de secteurs de pêche aux mollusques²⁶.

INCIDENCE DE LA CONTAMINATION BACTÉRIOLOGIQUE SUR LES EAUX CÔTIÈRES

Les principales répercussions du déversement des eaux d'égout dans les eaux côtières sont celles qui touchent la santé du public et les pêches. On trouve des plages partout, le long des côtes de l'Atlantique. Cependant, en raison de la température relativement basse de l'eau de l'Atlantique Nord, les aires récréatives les plus importantes se trouvent sur la côte du détroit de Northumberland et à l'Île-du-Prince-Édouard. L'été, il y a, dans chaque secteur récréatif, des plages qui sont extrêmement fréquentées. Le déversement d'eaux d'égout dans les eaux côtières peut détériorer la qualité de l'eau baignant les plages et présenter un risque potentiel pour la santé du public.

Certaines plages des Maritimes sont parfois fermées aux baigneurs pendant l'été en raison de la contamination bactériologique. Bien qu'il soit très difficile de prouver, à partir d'études épidémiologiques, que se baigner dans la mer constitue un risque pour la santé, le potentiel infectieux des agents pathogènes entériques présents dans la mer est incontestable.¹⁹ La dilution des agents infectieux, le faible volume d'eau absorbé par les baigneurs et le fort inoculum nécessaire pour causer des symptômes manifestes d'une maladie clinique contribuent tous à empêcher qu'un problème important ne se produise. Il est possible qu'il n'y ait pas d'épidémie, même en présence d'infections, et des infections subcliniques peuvent être causées par de petites quantités d'agents infectieux. Le groupe de travail mandaté par l'Organisation mondiale²⁷ de la santé pour étudier les critères et les lignes de conduite en matière de qualité récréative des plages et des eaux côtières a conclu que le fait de se baigner ou de nager dans des eaux côtières polluées présentait des risques potentiels pour la santé. La ligne de conduite la plus courante au Canada pour veiller à la qualité des eaux récréatives est la suivante : la densité en coliformes fécaux ne doit pas excéder une moyenne au registre de 200 par 100 ml et seulement 10 % au plus des échantillons doivent compter plus de 400 coliformes fécaux par 100 ml.

Le déversement des eaux résiduaires domestiques a des répercussions négatives sur la pêche aux mollusques dans l'Atlantique canadien. Les mollusques (huîtres, myes et moules), qu'on trouve surtout dans les estuaires des Maritimes, sont extrêmement sensibles à la pollution par les matières fécales

provenant des effluents non traités (ou à peine), des réseaux d'égout municipaux et privés, et des déchets industriels et agricoles. En raison de leur facilité à accumuler des bactéries, des virus et des produits chimiques toxiques provenant des eaux de recouvrement, les mollusques peuvent être contaminés même s'ils se trouvent à bonne distance d'un point de déversement des eaux d'égout. Le danger potentiel pour la santé que présente la consommation de mollusques pêchés dans des eaux contaminées est particulièrement élevé parce qu'on consomme habituellement les mollusques crus ou partiellement cuits, avec leur tube digestif.

Pour veiller à ce que les mollusques pêchés dans les eaux côtières de l'Atlantique soient sans danger pour l'homme, le Programme coopératif canadien de l'hygiène des coquillages, administré conjointement par le Service de la protection de l'environnement et le ministère des Pêches et des Océans, exige que tous les secteurs coquilliers soient approuvés avant qu'on y pêche des mollusques destinés à la consommation. Les secteurs coquilliers des Maritimes sont classés comme suit : secteur "agréé", secteur "agréé sous condition" ou secteur "interdit", selon la qualité sanitaire et bactériologique de l'eau du secteur. La norme bactériologique applicable à un secteur coquillier agréé est la suivante : le chiffre le plus probable moyen de coliformes fécaux dans l'eau ne doit pas dépasser 14 par 100 ml, et 10 % des échantillons au maximum doivent compter plus de 43 coliformes fécaux par 100 ml, à la suite d'un test de dilution décimale à cinq tubes. Les secteurs coquilliers peuvent également être fermés à la pêche aux mollusques à cause de la présence de mytilotoxine produite par le dinoflagellé *Gonyaulax excavata*. Un secteur coquillier est fermé lorsque le niveau de toxines dans un mollusque dépasse 80 ug/100 g de tissu. La côte de la baie de Fundy dans l'est du Canada est habituellement fermée à la pêche aux mollusques pendant l'été en raison de la présence de mytilotoxine.

Au cours des années, la contamination par les coliformes fécaux des secteurs coquilliers réels et potentiels, causée par le déversement des eaux usées municipales, industrielles et agricoles, s'est accrue avec l'utilisation de plus en plus grande des terres et la mise en valeur des zones côtières. Par conséquent, une assez forte proportion de secteurs coquilliers dans l'Atlantique ont été fermés à la pêche aux mollusques en raison de la dégradation de la qualité de l'eau.

En 1981, 240 secteurs coquilliers, couvrant une superficie totale d'environ 100 000 hectares, étaient fermés à la pêche aux mollusques dans les Maritimes (figure 1). Il y avait 122 secteurs fermés en Nouvelle-Écosse, 53 au Nouveau-Brunswick et 65 à l'Île-du-Prince-Édouard; Terre-Neuve n'en comptait

aucun. Actuellement, la pêche commerciale aux mollusques ne se pratique pas à Terre-Neuve. À moins qu'on adopte des mesures appropriées permettant de contrôler la pollution des eaux côtières, la superficie des secteurs coquilliers réservés à la pêche sera inévitablement réduite, ce qui aura une incidence négative sur les économies locales. Les installations existantes de traitement des eaux usées n'assurent pas l'entière protection des mollusques. Les eaux d'égout non traitées ont généralement une densité moyenne de coliformes fécaux de $4,6 \times 10^7$ par 100 ml²⁸. Même si les systèmes de traitement secondaires conventionnels des eaux usées donnaient un rendement de 99 %, soit le rendement le plus élevé possible, il subsisterait quand même $4,6 \times 10^5$ coliformes par 100 ml dans l'effluent. Par conséquent, si des effluents d'usines de traitement des eaux d'égout sont déversés à proximité des eaux coquillières, on doit les désinfecter.

Les répercussions économiques défavorables de la pollution des eaux côtières sur l'industrie locale de la pêche aux mollusques se font sentir dans la baie de Caraquet, dans le nord-est du Nouveau-Brunswick, où se trouve l'une des plus importantes huîtrières des Maritimes. En 1972, une épidémie de gastro-entérite au Québec a été causée par les huîtres de la baie de Caraquet, et le secteur a été fermé à la pêche aux mollusques.

Les relevés effectués en 1973, 1974 et en 1977 ont permis d'identifier un certain nombre de sources de pollution domestique et agricole affectant la qualité de l'eau de la baie de Caraquet. À la suite de ces relevés, environ 6 000 acres dans la baie de Caraquet ont été fermés à la pêche aux mollusques vu la présence de coliformes fécaux.

Les ressources générées par les huîtres de la baie de Caraquet ont été évaluées à environ trois millions de dollars (1982), et d'autres espèces pêchées dans le secteur n'ont pas fait l'objet d'évaluations précises. On a estimé que si le problème de pollution dans la baie de Caraquet avait été éliminé, la production annuelle de l'industrie huître en 1980 pour ce secteur aurait pu passer de cinq cent mille à deux millions de dollars.

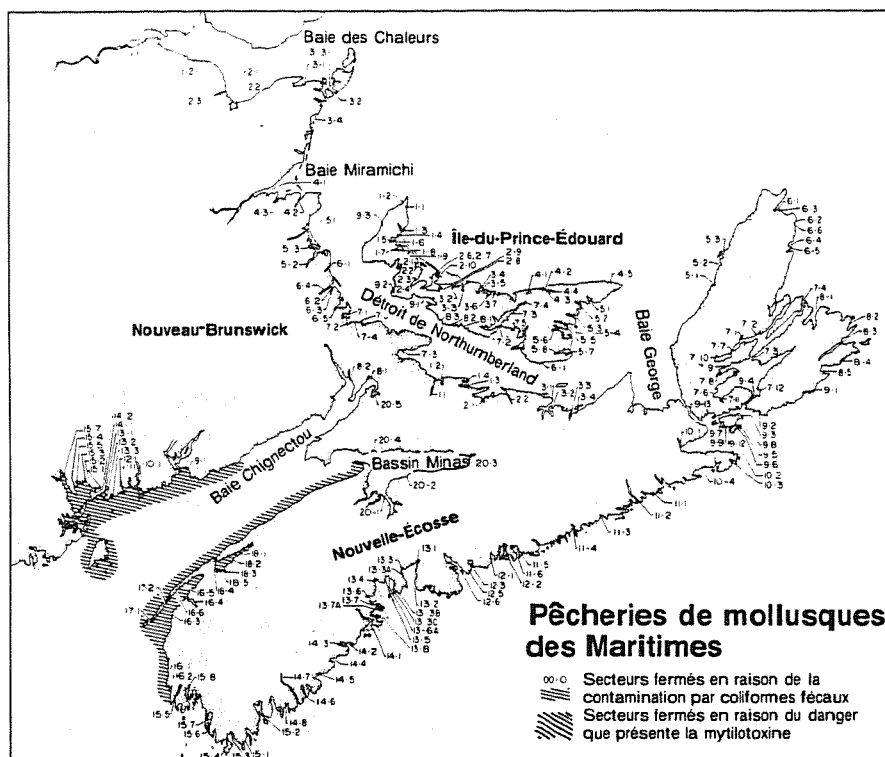


Figure 1 : Secteurs coquilliers contaminés des Maritimes

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Dibble, J.T. et R. Bartha, 1979. Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge. Applied and Environmental Microbiology, 37:729-739
2. Hellman, H., K. Klein et H. Knopp, 1966. Investigations of the suitability of emulsifiers for the cleansing of oil from water. Dtsch. gewasserk. Mitt. 11:91-95.
3. Mills, A.L. et R.R. Colwell, 1977. Microbiological effects of metal ions in Chesapeake Bay water and sediment. Bulletin of Environmental Microbiology, 35:329-336.
5. Woollen, A., 1974. Salmonellosis is an increasing world problem. Food Manufacture, 3, Octobre.
6. Tennant, A.D., R. Toxopeus, J.A.P. Bastren, M. Beauchamp et J. Vandwint, 1975. Salmonella in poultry plant effluents. EPS Technical Report, EPS-4-OR-75-1.
7. Rosenberg, M.L., K.K. Hazlet, J. Schaefer, J.G. Wells et R.C. Pruneda, 1976. Shigellosis from swimming. J.A.M.A., 236:1849-1852.
8. DuPont, H.L. et R.B. Hornick, 1973. Clinical approach to infectious diarrheas. Medicine, 52:265-270.

9. Sakazaki, R., M. Iwanami et F. Fukumi, 1963. Studies on the enteropathogenic facultatively halophilic bacteria, *Vibrio parahaemolyticus*. Japan Journal of Medical Science, 21:313-324.
10. Van Gravenitz, A. et G.O. Carrington, 1973. Halophilic *Vibrio* from extraintestinal lesions in man. Infection, 1:54-58.
11. Krantz, G.E., R.R. Colwell et E. Lovelace, 1969. *Vibrio parahaemolyticus* from the blue crab *Callinectes sapidus* in Chesapeake Bay. Science, 164:1286-1287.
12. Thompson, W.K. et C.L. Thacker, 1972. Incidence of *Vibrio parahaemolyticus* in shellfish from eight Canadian Atlantic sampling areas. J. Fish. Res. Bd. Can., 29:1633-1635.
13. Bartley, C.H. et L.W. Slanetz, 1971. Occurrence of *Vibrio parahaemolyticus* in estuarine waters and oysters of New Hampshire. Applied Microbiology, 21:965.
14. Smith, M.R., 1971. *Vibrio parahaemolyticus*. Clin. Med., 78:22.
15. Anon., 1971. *Vibrio parahaemolyticus* gastroenteritis - Maryland. Morbidity Mortality Weekly Report, 20:356.
16. Gerba, C.P., C. Wallis et J.L. Melnick, 1975. Viruses in water : the problem, some solutions. Environmental Science and Technology, 13:1122-1126.
17. Goyal, S.M., C.P. Gerba et J.L. Melnick, 1979. Human enteroviruses in oysters and their overlying waters. Applied and Environmental Microbiology, 3:572-581.
18. Metcalf, T.G. et W.C. Stiles, 1967. Survival of enteric viruses in estuary water and shellfish. In: G. Berg ed. - Transmission of Viruses by the Water Route. Wiley-Interscience, N.Y. p. 439 à 447.
19. Mosley, M.W., 1974. Epidemiological aspects of microbial standards for bathing beaches. In: Discharge of Sewage from Sea Outfalls. H. Gunnerson, Pergamon Press, London, pages 85 à 93.
20. Portnoy, B.L., P.A. Mackowiak et C.T. Caraway, 1975. Oyster associated hepatitis, failure of shellfish certification program to prevent outbreak. J.A.M.A., 223:1065-1068.
21. Geldreich, E., 1974. Microbiological criteria concepts for coastal bathing waters. Ocean Management, 3:225-248.

22. Craun, C.F., L.J. McCabe et J.M. Hughes, 1976. Water-borne disease outbreaks in the United States, 1971-1974. Jour. A.W.W.A., 68:420-424.
23. Briscon, J., 1975. Yeasts and fungi in marine environments. Bulletin médical, Société Française de mycologie, 4:159-162.
24. Novotny, V. et G. Chesters, 1981. Handbook of Non-point Pollution. Van Nostrand Reinhold, N.Y., 1981.
25. Menon, A.S., 1981. The applications of NSSP criteria to non-point sources of pollution. Presented at the Technical Subcommittee Meeting of the Interdepartmental Shellfish Meeting, 17 octobre 1981, Ottawa (Ontario).
26. Kay, B.H., 1982. The effect of sewage discharges from anchored pleasure boats on B.C. shellfish growing areas. Environmental Protection Service, Regional Program Report, 82-10.
27. World Health Organization, 1975. Guides and criteria for recreational quality of beaches and coastal waters. Report of a Working Group. W.H.O., Copenhagen.
28. Clarke, N.A., G. Berg, T.W. Kabler et S.L. Chang, 1962. Human enteric virus in water : source, survival and removability. Proc. 1st Int. Conf. Water Pollution Research, London, 2:523.

SOLUTIONS AUX PROBLÈMES DE POLLUTION MARINE

Alan McIver*

La compréhension des problèmes, l'éducation, la législation et la technologie sont les quatre moyens-clés de contrôler la pollution marine. On peut peut-être en ajouter un cinquième, l'argent investi aux bons endroits!

La pollution des océans se définit généralement comme étant l'apport direct ou indirect par l'homme, de substances ou d'énergie en milieu marin (y compris les estuaires), qui a ou peut avoir des effets néfastes, soit nuire aux ressources vivantes ou à la faune aquatique en général; menacer la santé de l'homme; entraver les activités maritimes, dont la pêche et autres utilisations habituelles de la mer; dégrader la qualité de l'eau et diminuer les agréments.¹

COMPRÉHENSION DES PROBLÈMES

La pollution maritime est un processus ou une multiplicité d'événements, parfois mineurs, parfois catastrophiques, qui contribuent tous d'une certaine façon à la dégradation du milieu marin pour une durée plus ou moins longue. Les polluants à effets durables ou irréversibles inquiètent le plus. Il est aussi important de comprendre le processus et les mécanismes qui ont permis aux contaminants d'atteindre le milieu marin de façon à remédier aux problèmes que de localiser les fuites lorsqu'on veut garder un sous-sol sec. Les méthodes permettant de résoudre les problèmes sont assez semblables. Habituellement, elles consistent à suivre les indices pour repérer les sources de pollution et résoudre le problème à la source même. La figure 1 illustre l'ampleur du problème; il est évident qu'il n'y a pas et qu'il ne peut y avoir de panacée. On trouvera une solution en s'attaquant à chaque problème avec les meilleurs moyens scientifiques, techniques, éducatifs et législatifs existants jusqu'à ce que des répercussions se fassent sentir sur chaque secteur à problème.

Sur le plan international, la santé des océans a été l'objet d'une étude menée par le Groupe d'experts sur les aspects scientifiques de la pollution des mers (GESAMP), constitué en 1969, sous les auspices d'un certain nombre d'organismes des Nations Unies.^{2,3} Au cours de la dernière décennie on a réussi à définir l'ampleur du problème, mais les progrès ont été lents parce que les contaminants que renferme l'océan sont en si faible quantité qu'il arrive très souvent qu'on réussisse à peine à les déceler; le degré de précision et de fiabilité des méthodes de collecte et d'analyse des échantillons est souvent discutable.

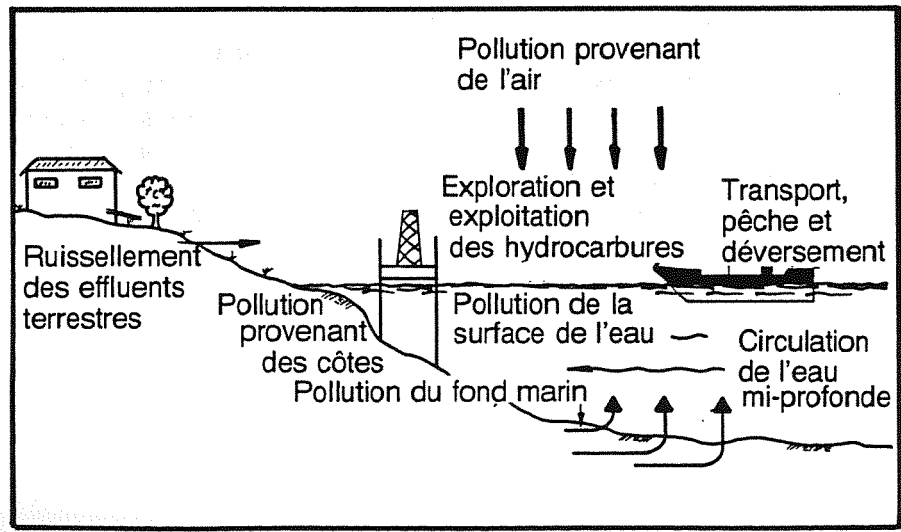
* Service de la protection de l'environnement,
Environnement Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

Néanmoins, on a recueilli suffisamment de données assez précises pour établir au moins un cadre de référence rudimentaire. Les protocoles d'échantillonnage, les méthodes de contrôle de la qualité des laboratoires d'analyse, des échantillons de référence fiables, le perfectionnement des instruments et l'expérience contribuent tous à faire des évaluations qualitatives de plus en plus fiables de l'ampleur de la contamination du milieu marin par la multitude de substances nocives qui s'y infiltrent. Il est toujours dangereux de supposer qu'un contaminant est inoffensif parce que sa présence ou son incidence est difficile à déceler. Les pionniers du radium ont payé cher ce genre de supposition.

On peut mesurer et comprendre la pollution des mers en échantillonnant l'eau de mer ou, indirectement, en analysant les agents et milieux adjacents tels que les sédiments et le littoral, au point de rencontre avec la mer. D'autres indications indirectes de contamination sont fournies par les niveaux de contaminants présents dans la biote qui vit dans, sur ou sous la mer, à proximité ou au-dessus de cette dernière.

De telles analyses permettent souvent de repérer les sources ponctuelles de pollution, mais l'interprétation de la plupart des données exige qu'il y ait des données de base ou de référence avec lesquelles on puisse comparer de nouvelles données afin de déceler un changement dans l'espace ou dans le temps.

La responsabilité d'évaluer et de protéger le milieu marin incombe à divers ministères du gouvernement canadien, à savoir Environnement Canada, Transports Canada, Énergie, Mines et Ressources (par l'intermédiaire de l'Administration du pétrole et du gaz des terres du Canada) et Pêches et Océans Canada. Des fonds spéciaux tels que le Fonds pour les études environnementales de base, administré par Environnement Canada, sont réservés aux études scientifiques; sur la côte est du Canada, ce fonds a été notamment affecté presque exclusivement à l'étude des répercussions sur l'environnement des projets d'exploitation pétrolière et gazière au large des côtes et a permis d'établir les conditions environnementales de base qui pourraient interagir sur les structures aménagées par l'homme dans le milieu marin.



Le gouvernement du Canada a récemment créé le Fonds renouvelable pour l'étude de l'environnement, qui relève de l'Administration du pétrole et du gaz des terres du Canada, afin d'appuyer l'exploration et l'exploitation pétrolière et gazière. Ce fonds renouvelable de 30 millions de dollars (pour tout le Canada), devant en partie servir à déterminer les répercussions de l'environnement sur les structures aménagées au large, doit également être utilisé pour évaluer l'incidence de l'exploitation pétrolière et gazière sur le milieu marin. Il est essentiel à cette fin de trouver un moyen de représenter le milieu existant et de fournir les ressources pour aider à évaluer les changements. Ce pourrait être des prévisions a posteriori sur les glaces durables, le temps et les vagues, des inventaires des ressources côtières et des cartes de sensibilité spectrale. On a aussi rapidement mis au point des plans d'action en cas d'imprévu et on utilise des détecteurs à distance pour déceler les changements qui surviennent dans l'environnement. Le Fonds consacré à la recherche et au développement énergétique⁴ (200 millions de dollars pour le Canada) est une autre source de fonds fédéraux servant à mieux définir les sources et l'ampleur de la pollution marine existante et potentielle et à évaluer des facteurs tels que les répercussions des sites de forage abandonnés sur la santé du fond marin.

ÉDUCATION

L'éducation a largement contribué à communiquer les préoccupations des mondes scientifique et technologique à l'industrie, aux gouvernements et au public en général, en ce qui a trait aux questions touchant l'environnement marin. Les sujets de préoccupation des années 60 et la prise de conscience du gouvernement à l'égard de l'environnement au cours des années 70 sont un résultat direct de la sensibilisation accrue par l'éducation au moyen des media et de la littérature.

"Silent Spring"⁵ et "The Greening of America"⁶ ont lancé un avertissement qu'un grand nombre a entendu. L'information a joué un rôle tel que maintenant, des audiences publiques doivent être tenues avant tous les projets importants subventionnés par le gouvernement fédéral; c'est ce qu'on appelle le Processus fédéral d'évaluation et d'examen en matière d'environnement. Il existe souvent parallèlement un processus provincial du même genre. Les groupes représentant l'intérêt du public sont devenus si puissants que d'importants projets comme le transport maritime du pétrole ou du gaz et les projets d'exploitation au large tels que l'exploitation pétrolière et gazière dans la mer de Beaufort, sur la plate-forme Scotian, sur les Grands Bancs de Terre-Neuve ou dans le golfe du Saint-Laurent, pourraient être reportés jusqu'à ce qu'on ait répondu aux questions des secteurs public et privé sur les répercussions environnementales possibles des projets envisagés.

Les promoteurs tentent plus que jamais de renseigner les personnes virtuellement touchées par de nouveaux projets sur les incidences environnementales, sociales et économiques de ces

derniers. Plus que jamais aussi, un public informé les oblige à respecter leurs engagements. Le gouvernement est aussi engagé envers le public et élabore des politiques qui ne peuvent que contribuer à l'information de la population et à l'exercice de contrôles plus serrés pour protéger l'environnement. Les universités canadiennes jouent également un rôle essentiel en communiquant les connaissances nécessaires pour protéger l'environnement.

Afin de vraiment empêcher la pollution, il est essentiel d'offrir la formation nécessaire en matière de manutention sûre des produits et de fournir de l'information sur les sujets de préoccupation concernant l'environnement. Par exemple, dans le cadre d'un programme spécial sur l'utilisation de produits chimiques explosifs pour les relevés sismiques en eaux peu profondes, le promoteur a ajouté à l'intention des employés une séance d'information sur les questions et les répercussions environnementales afin de leur expliquer pourquoi certaines précautions doivent être prises.

Des normes de saine gestion ont été élaborées et servent à des organismes industriels tels que l'Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien (APCE). Transports Canada et Environnement Canada ont également mis au point des programmes de formation pour promouvoir la prévention de la pollution.

LÉGISLATION

L'influence et l'autorité d'un État côtier se font davantage sentir à proximité du littoral.

Au Canada, la protection de l'environnement marin incombe au gouvernement fédéral, d'abord en vertu de la Loi de l'Amérique du Nord britannique de 1867, et maintenant, en vertu de la Loi constitutionnelle de 1982. L'étendue des eaux canadiennes, tout comme l'importance de la souveraineté de tout pays côtier, fait l'objet de négociations et d'échanges complexes par l'intermédiaire de l'Organisation des Nations Unies, qui agit comme médiateur. Après huit années de négociations, les Nations Unies ont adopté un traité sur le droit de la mer, le 30 avril 1982. Cet accord entrera en vigueur lorsqu'il aura été ratifié par 60 pays et devra être respecté par tous les pays, y compris les pays non signataires. Les points saillants sont les droits juridiques, la liberté de navigation des navires militaires et marchands, la protection de l'environnement, l'accès aux ressources et leur contrôle, ainsi que les modalités régissant les sciences marines. En vertu de ce traité, un pays côtier a le droit exclusif de régir les activités dans les eaux territoriales qui s'étendent à douze milles nautiques vers le large, à partir d'une ligne tirée de cap à cap (figure 2). Les eaux se trouvant à l'intérieur des pointes de terre sont considérées comme étant des eaux intérieures. Au Canada,

les juridictions et les responsabilités relatives du fédéral et des provinces à cet égard sont encore la source de différends, notamment en ce qui a trait aux droits sur les mines. Tel est aussi le cas pour la plate-forme continentale qui, dans l'est du Canada, s'étend à certains endroits à plus de 300 milles nautiques de la côte.

D'autres conventions internationales régissent le contrôle de la pollution maritime en général et, par conséquent, influencent le Canada dans la promulgation de ses règlements concernant la pollution marine dans l'Atlantique du Nord-Ouest. Le Canada s'est particulièrement distingué parmi les nations qui ont exprimé leurs inquiétudes pour l'environnement, animé peut-être par son désir de renforcer sa juridiction dans le Nord.⁴ Mais quelle qu'en soit la raison, le Canada a appuyé les efforts de l'Organisation maritime internationale (OMI) [anciennement, l'Organisation intergouvernementale consultative de la navigation maritime (OMCI)] et du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Parmi les conventions importantes qui ont été adoptées, il convient de noter la Convention OILPOL de 1954, la Convention MARPOL de 1973 et la Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières (également appelée Convention de Londres sur l'immersion des déchets en mer, 1975). La Convention MARPOL a pour objet de réduire les risques de déversements d'hydrocarbures catastrophiques et chroniques; l'effet dévastateur de la pollution causée par le naufrage du Torrey Canyon en 1967 est venu confirmer la raison d'être de cette convention. En 1978, on a adopté des protocoles régissant la conception, la construction et l'équipement des navires. Le gouvernement canadien procède actuellement à la révision de ses lois de façon à satisfaire à ces critères. La responsabilité de contrôler la pollution provenant des navires, source importante de pollution maritime, incombe surtout à Transports Canada⁷ qui applique à cet égard la Loi sur la marine marchande du Canada, l'article 20 notamment. Le système de trafic de l'est du Canada (ECAREG, 1978) assure également la protection de la côte est. Ce système exige que tous les navires de plus de 100 tonneaux de jauge brute au registre demandent leur acquit de douane et indiquent leur nom, leur destination, la nature de leur chargement et les bris ou le mauvais fonctionnement des pièces mécaniques, des instruments de navigation ou du matériel du navire, avant d'entrer dans les eaux territoriales canadiennes en provenance de la mer. Les contrevenants peuvent payer des amendes sévères.

L'adoption de la Loi sur le pétrole et le gaz du Canada (1982) et la promulgation des règlements d'application constitueront une base solide pour l'établissement et le respect de mesures de protection de l'environnement et l'établissement de plans de mesures d'urgence en cas de déversements catastrophiques d'hydrocarbures. Les cas de déversements et de pollution

provenant d'autres sources telles que la boue de forage, l'utilisation de biocides, le traitement de l'eau et autres, sont contrôlés par un inspecteur de l'Administration du pétrole et du gaz des terres du Canada qui visite les plate-formes de forage à la demande des fonctionnaires d'Environnement Canada.

On devrait maintenant savoir que le contrôle de la pollution au Canada n'incombe pas à un seul responsable. Cependant, Environnement Canada a un rôle de premier plan à jouer puisqu'il doit chapeauter les autres organismes, en leur assurant conseils et coordination, et chercher à faire respecter les modalités établies, davantage par des recommandations que par la contrainte. Il existe néanmoins des mesures coercitives qu'on utilise à l'occasion. Ces mesures sont fondées sur les articles 31 et 33 de la Loi sur les pêcheries qui assure la protection de l'habitat marin et interdit l'immersion de substances nocives en mer.

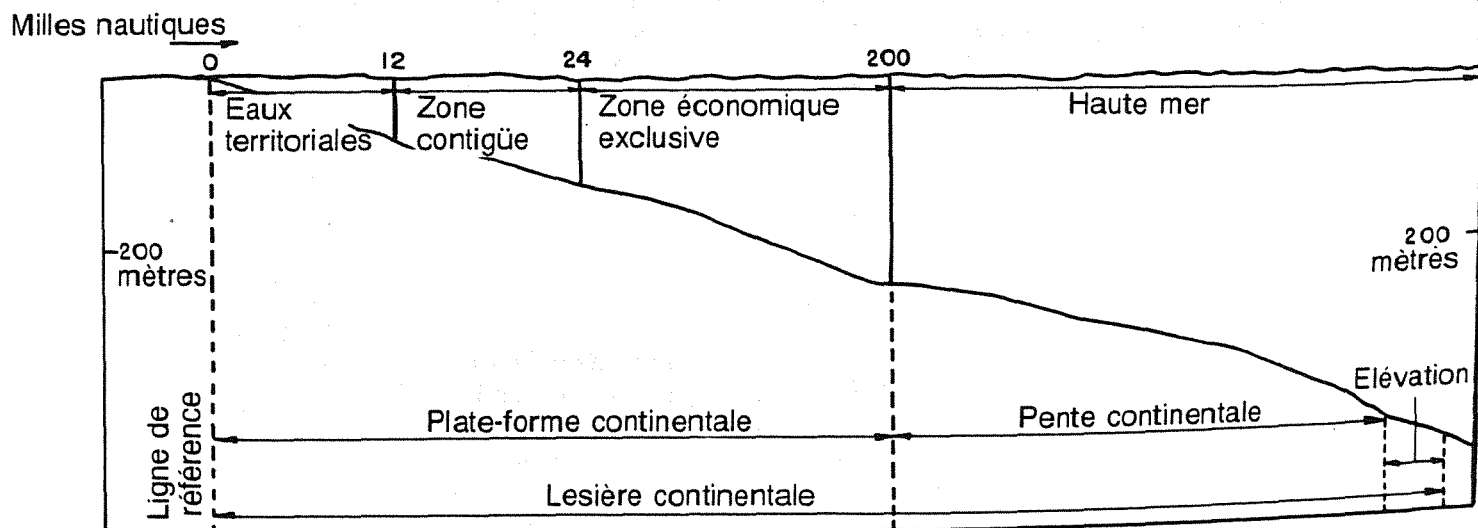


Figure 2 : Secteurs de juridiction proposés par la Troisième Conférence des Nations Unies sur le droit de la mer³

Environnement Canada est également chargé de l'application de la Loi sur l'immersion de déchets en mer (1975), qui renferme les dispositions de la Convention de Londres sur l'immersion des déchets en mer (1975), et dont découle un ensemble de règlements d'application. Avant tout, la Loi interdit l'immersion en mer de contaminants tels que des métaux lourds, des plastiques durables, des organohalogènes, des hydrocarbures et des matières radioactives en concentrations supérieures aux niveaux prescrits, et restreint l'immersion en mer d'une gamme de matières potentiellement nocives, à moins que celles-ci puissent être rapidement neutralisées.

Sur la côte est, la majorité des permis ont été délivrés pour l'immersion de déblais de dragage. L'application de la Loi a cependant permis de protéger le milieu marin dans des secteurs comme Dalhousie (Nouveau-Brunswick) (contrôle de la contamination au cadmium), l'estuaire de la Miramichi au Nouveau-Brunswick

(contrôle et surveillance d'un projet de dragage sur une surface de 3,5 millions de mètres cubes pour élargir le chenal de navigation), et le port de Saint-Jean (Nouveau-Brunswick) port actif de la côte est, soumis aux marées, dans la baie de Fundy (immersion des déblais de dragage).

Environnement Canada voit à l'application d'autres lois qui protègent certains aspects de l'environnement marin ou de la vie marine, à savoir la Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs, la Loi sur la faune du Canada, la Loi sur les parcs nationaux et, indirectement, la Loi sur les contaminants de l'environnement et la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique.

Les contaminants présents dans le milieu marin viennent peut-être surtout de la masse continentale. Dans ce domaine, la législation est plus diversifiée et compliquée. Le Canada n'a pas de plan de gestion général des zones côtières et, outre la Loi sur les ressources en eau du Canada (1969), aucune loi ne peut fournir un cadre de travail plus efficace pour contrôler la pollution des côtes, même si nombre de ministères fédéraux tels que Pêches et Océans, Transports Canada et Environnement Canada jouent un certain rôle à cet égard. La juridiction respective des gouvernements fédéral et provinciaux n'est pas toujours claire et varie d'une province à l'autre. En général, les effluents, au point de décharge, sont contrôlés par les gouvernements provinciaux qui doivent, dans certains cas, respecter les normes minimales ou les lignes directrices du fédéral. Ces cas s'appliquent au contrôle des déchets miniers et des effluents de l'industrie des pâtes et du papier. De graves cas de pollution localisés ont été signalés à la suite de l'exploitation d'aciéries et d'industries houillères. Les règlements provinciaux et municipaux contrôlent l'évacuation des eaux d'égout en milieu marin, bien qu'il n'y ait que quelques, sinon aucune, usines importantes d'épuration des eaux d'égout dans l'est du Canada.

Quoique cette liste ne soit pas exhaustive, elle souligne l'existence et le pouvoir virtuel d'un mécanisme législatif pour le contrôle de la pollution dans le nord-ouest de l'Atlantique canadien. Au mieux, le processus de contrôle est lourd, et des périodes interminables séparent souvent la compréhension des problèmes, l'éducation et le contrôle. M. E.D. Goldberg note dans son ouvrage intitulé Health of the Oceans qu'il a fallu deux décennies pour mettre fin au déversement du mercure dans les zones côtières et pour définir les niveaux acceptables de mercure dans les fruits de mer.⁵ La tâche peut être énorme.

TECHNOLOGIE

Les mécanismes de protection ou de nettoyage sont aussi variés que les sources de pollution. Il est généralement établi que la technologie existante sert à protéger la majeure partie de

l'environnement contre la pollution. Le moyen le plus efficace pour protéger les océans consiste à empêcher que des matières contaminées soient sciemment déversées dans les océans. L'aménagement dans les Maritimes de sites d'enfouissement réglementés et surveillés constitue une étape importante dans cette voie. Le recours à la science pour rendre les déchets inoffensifs en les transformant au moyen de produits chimiques est un autre moyen utile, qui va même jusqu'à employer des déchets acides provenant d'un traitement pour neutraliser les déchets de base d'un autre.

Les séparateurs d'eau huileuse sur les plate-formes et les navires-citernes ainsi que le traitement et l'élimination à terre de l'eau des fonds et de l'eau de lavage des réservoirs sont de plus en plus monnaie courante en raison de l'existence de règlements rigoureux. Le déversement contrôlé des hydrocarbures au-delà de la zone de 50 milles, tel qu'il est proposé dans la Convention MARPOL, est une position plus facile à faire respecter, bien que ce ne soit pas l'idéal, que la position actuelle interdisant toute pollution.

Parmi les autres techniques couramment utilisées, on compte les séparateurs à cyclone qui séparent les solides des effluents des usines de traitement tels que les déchets gélatineux des usines de transformation du poisson, des usines de papier et autres.

L'aménagement de bassins de stabilisation accueillant les effluents avant qu'ils ne soient déversés dans la mer a été l'un des moyens d'épuration les plus efficaces. On a eu recours à cette technique dans les Maritimes pour épurer les effluents des usines de pâte et papier.

Le traitement chimique des effluents au moyen de chaux et de flocculants est souvent utilisé pour ramener les effluents liquides aux niveaux réglementés. On s'en est servi, par exemple, pour traiter l'effluent de la fonderie de Belledune (Nouveau-Brunswick).

Le traitement des eaux d'égout a été négligé dans la région de l'Atlantique. La qualité de l'eau s'améliorerait sensiblement si l'on recourait à des systèmes de traitement secondaires et tertiaires. Aucun système d'égout n'est en voie d'aménagement dans des villes importantes comme Halifax et Saint-Jean, ce qui aurait permis de fermer la multitude de décharges sur la côte et d'acheminer les eaux d'égout vers un seul gros système d'égout. Rétrospectivement, ce type d'aménagement est très coûteux.

L'immersion des déchets en mer n'aura que de faibles répercussions si des matières propres sont immergées dans des sites soigneusement choisis et si les matières contaminées sont recouvertes de matières propres ou de façon à devenir

rapidement inoffensives. L'utilisation de satellites pour déterminer les points d'immersion et l'état avancé de la technologie rendent aujourd'hui possible une solution qui était jusqu'à récemment hors de portée.

COÛTS

Il faut absolument déterminer qui doit payer les frais engagés pour protéger l'environnement et pour réparer les dégâts causés par la pollution. Au cours des années 70, le mot d'ordre était : "Que le pollueur paie!". Ce mot d'ordre s'appliquait bien lorsqu'on connaissait le pollueur, mais ne valait plus face à des cas de pollution existant depuis de nombreuses années, et même des siècles. Sciemment ou non, le public a fermé les yeux sur les conséquences de certains projets de développement industriel de façon à ne pas perdre, au profit d'autres régions, les emplois qu'ils génèrent dans chaque collectivité. Les populations éparses et les immenses étendues de terre ou d'eau ont déjà semblé avoir une capacité presque illimitée de contenir ou d'absorber les déchets et leurs dérivés. Nous savons maintenant que tel n'est pas le cas et que souvent, les enfants doivent payer le prix des erreurs de leurs pères, peut-être pendant de nombreuses générations. L'effet synergétique ou cumulatif de nombreuses sources de pollution peu importantes (telles que les eaux d'égout domestiques) peut s'ajouter à un apport important, encore une fois non attribuable à une seule source. Ainsi, le principe voulant que le "pollueur paie" n'est pas toujours applicable, et chacun doit payer la note directement, par des impôts, ou indirectement, par l'intervention gouvernementale, là encore aux frais du public.

Dans les provinces atlantiques, les coûts environnementaux de l'exploitation pétrolière et gazière au large des côtes sont partagés par les promoteurs, le gouvernement et le grand public. L'industrie assume maintenant une part importante des frais engagés pour établir l'ampleur et les effets de la pollution marine, et vu les préoccupations grandissantes, elle a inclus peu à peu dans la conception et la poursuite de ses opérations les techniques et les coûts de protection de l'environnement contre des effets secondaires négatifs.

Comme on l'a indiqué précédemment, chaque projet d'envergure engageant des fonds publics importants ou recevant l'appui du gouvernement doit être soumis à un processus fédéral ou fédéral-provincial d'évaluation et d'examen en matière d'environnement. La compagnie et le ministère qui sont à l'origine du projet de développement doivent produire un "constat d'impact sur l'environnement" ou un autre document préparé à leurs frais et résumant la documentation existant sur le sujet ainsi que les résultats de recherches et d'enquêtes spécifiques liées au projet. Ce document appuie leur évaluation des répercussions prévues du projet de développement et propose des mesures atténuantes. Le document est alors présenté à un comité

d'examen fédéral ou fédéral-provincial et est analysé en profondeur par le gouvernement et des groupes de citoyens. C'est le public qui assume directement ou indirectement les coûts de cette analyse. D'une certaine façon, le principe voulant que le pollueur paie s'applique, puisque le public bénéficiera, tout comme le promoteur, du projet de développement.

Les sommes que déboursent les compagnies pour installer des dispositifs de prévention de la pollution dans les usines nouvelles ou existantes et pour se conformer aux règlements de plus en plus rigoureux se retrouveront dans le coût final que devra payer le consommateur étranger ou canadien.

On doit également tenir compte du tribut à payer si l'on ne protège pas l'environnement marin. Déjà, nombre de bancs productifs de myes sont fermés à la récolte en raison de la contamination bactériologique causée par les décharges d'eaux d'égout. Les déversements d'hydrocarbures constituent une autre source de pertes immédiatement appréciables pour l'économie. La dégradation de la beauté de l'environnement, la diminution des agréments qu'on en tire et de la qualité de vie dans les secteurs pollués sont plus difficiles à évaluer en termes de coûts. Ce qui est plus grave toutefois, ce sont les répercussions subléthales possibles qui, sans tuer directement un organisme, peuvent causer chez lui le stress ou l'infertilité; ainsi, sans qu'on observe un taux anormal de mortalité, il peut y avoir une diminution importante des stocks en raison du faible niveau de reproduction. Aucun organisme ne peut résister à de telles pressions environnementales.

La solution à court terme au problème de la pollution marine consiste à mettre au point des techniques de nettoyage plus adéquates et efficaces; cependant, la seule vraie solution, à long terme, est d'éliminer la pollution à la source en élaborant des méthodes de manutention des produits de la société, notamment les déchets, qui soient sûres pour l'environnement. Cette solution exigera une révision radicale de notre philosophie à l'égard de la gestion des ressources naturelles et devra faire partie de nos valeurs et de notre mode de vie. Un pas a déjà été fait, et au moyen de la compréhension des problèmes, de l'éducation, de la législation et de la technologie, nous réussirons.

OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

1. Pravdic, Velimir. GESAMP. The First Dozen Years. UNEP, 1981.
2. GESAMP (IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). The Health of the Oceans. UNEP Regional Seas Reports and Studies, N° 16, UNEP, 1982.

3. Ross, A. David. Law of the Sea : How will it affect marine research? Sea Grant Today, p. 5-7, Vol. 12, N° 2, mars/avril, 1982.
4. Energy R&D Fund Brochure. 1982.
5. Carson, Rachel, 1962. The Silent Spring. Houghton-Mifflin, Boston.
6. Reich, Charles, 1970. Greening of America. Random House, N.Y.
7. Working Group of the Interdepartmental Committee on Prevention of Pollution from Shipping in Waters under Canadian Jurisdiction. Transport Canada, Coast Guard, Ottawa, juin, 1981, 252 p.
8. McDorman, Ted. L. The Protection of the Marine Environment : The Canadian Record, 1967-1982. Dalhousie Ocean Studies Program, Dalhousie, Halifax, Décembre, 1981, 35 p.
9. Goldberg, Edward D. The Health of the Oceans, UNESCO Press, 1976, 171 p.

SOMMAIRE ET CONCLUSIONS

R.F. Addison*

Les chapitres précédents nous ont permis de constater que le nord-ouest de l'Atlantique est relativement peu contaminé d'après les comparaisons que nous pouvons faire avec des secteurs manifestement pollués tels que l'est de la mer du Nord, la mer Baltique ou la Méditerranée. Cette situation s'explique de plusieurs façons.

- 1) La densité démographique le long de la côte est du Canada est relativement faible; les sources de contaminants produits par l'homme sont donc limitées;
- 2) il y a relativement peu de sources de pollution industrielle le long de la côte canadienne de l'Atlantique;
- 3) le nord-ouest de l'Atlantique est un milieu très mouvant, et les polluants qui y sont déversés tendent à se disperser rapidement, un peu partout.

Deux points connexes méritent d'être soulignés :

- 1) bien que les eaux du large soient peu contaminées, il y a des cas de pollution locale des eaux intérieures, habituellement liés aux effluents des industries locales;
- 2) la pollution des eaux du large du nord-ouest de l'Atlantique semble en majeure partie provenir de sources non ponctuelles telles que la pollution atmosphérique provenant du nord-est des États-Unis.

Dans la plupart des cas, les niveaux de contaminants trouvés dans les eaux du large ne sont pas suffisamment élevés pour avoir des effets toxiques évidents ou aigus; on peut cependant en rencontrer parfois, causés par quelques cas de pollution localisés des eaux intérieures. Les niveaux de contaminants dans les produits de la mer provenant de l'Atlantique du Nord-Ouest sont habituellement dans les limites acceptables pour la santé du public, même si parfois, des pêcheries en eaux intérieures peuvent être fermées à cause du niveau trop élevé de contaminants.

Les tendances à long terme sont difficiles à discerner. À moins que les provinces de l'Atlantique ne s'industrialisent de façon importante, il semble peu probable que l'apport local à

* Laboratoire d'écologie marine, ministère des Pêches et des Océans, Institut d'océanographie de Bedford, B.P. 1006, Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

la pollution des eaux intérieures ou des eaux du large change beaucoup. Comme la plupart des cas de pollution des eaux du large semblent être causés par des sources éloignées, l'évolution des niveaux de contaminants dans les eaux du large dépendra énormément des projets de développement économique et politique hors de la région canadienne de l'Atlantique, notamment dans le secteur industrialisé du nord-est des États-Unis. La sensibilisation du public aux questions environnementales s'est accrue au cours des années 70 et peut entraîner des restrictions plus sévères en matière de contrôle des effluents industriels, ce qui pourrait avoir certaines répercussions sur la qualité du milieu marin de la région. Nous pouvons déjà entrevoir l'effet d'une telle réglementation, puisque les niveaux d'insecticides organochlorés et de certains hydrocarbures de pétrole semblent diminuer dans le nord-ouest de l'Atlantique. Souhaitons que cette tendance se maintienne.