

301 P NP DM70.5

Projet d'ouverture et d'exploitation d'une mine
d'apatite à Sept-Îles

6211-08-009

**SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LES
ASPECTS PHYSIQUES ET CHIMIQUES ET L'EAU
ET DES SÉDIMENTS DU GOLFE DU SAINT-
LAURENT ET DE LA BAIE DES CHALEURS**



Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs

Rapport technique
Zones d'intervention prioritaire 19, 20 et 21

Marc Gagnon, Pierre Bergeron, Judith Leblanc et Robert Siron
Groupe de travail sur les zones d'intervention prioritaire

Institut Maurice-Lamontagne
Division des Sciences de l'environnement marin
Pêches et Océans Canada – Région Laurentienne

AVIS AU LECTEUR

Les rapports sur les zones d'intervention prioritaire (ZIP) sont produits dans le cadre de Saint-Laurent Vision 2000 par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, conjointement avec le ministère des Pêches et des Océans, Santé Canada et le ministère de l'Environnement et de la Faune.

On devra citer la publication comme suit:

M. Gagnon, P. Bergeron, J. Leblanc et R. Siron. 1997. Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs. Ministère des Pêches et des Océans — Région Laurentienne, Division des sciences de l'environnement marin, Institut Maurice-Lamontagne et Environnement Canada — Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 19, 20 et 21, 191 pages.

Publié avec l'autorisation du ministre des Pêches et des Océans

© Ministre des Approvisionnements et Services 1997

N° de catalogue: en40-216/29f

ISBN : 0-662-81994-2

Équipe de réalisation

Recherche et rédaction (version préliminaire)

Marc Gagnon (Biorex)
Pierre Bergeron (Biorex)

Édition et rédaction (version finale)

Judith Leblanc
Robert Siron (Consultants Rives)

Coordination

Judith Leblanc

Analyse cartographique

Sonia Beaulieu

Collaborateurs

Ministère de l'Environnement et de la Faune

Direction des écosystèmes aquatiques

Sylvie Cloutier
Serge Hébert
Denis Laliberté
Yves Lefebvre
Camille Paré
Lucie Wilson

Direction régionale Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine

Donald Roussy
Éric Côté
Gilles Landry

Direction régionale de la Côte-Nord

Johanne Labonté
André Lamoureux

Environnement Canada

Service canadien de la faune

Annette Beauchemin
Léo-Guy de Repentigny
Michel Robert
François Shaffer

Direction de la protection de l'environnement

Alain Latreille
Marc Provencher

Centre Saint-Laurent

Alain Armellin
Marie-Josée Auclair
Jean-François Bibeault
Jean Burton
Pierre Mousseau

Ministère des Pêches et des Océans

Division de la gestion de l'habitat du poisson

Marie-France Dalcourt
Danielle Dorion
Jean Morrisset

Institut Maurice-Lamontagne

Yves Clermont
Dominique Gascon
Denis Gilbert
Michel Gilbert
Charles Gobeil
Michel Lebeuf
Denis Lefaivre
Daniel Le Sauteur
Jean-Claude Therriault
Gordon Walsh**Patrimoine canadien**

Parcs Canada

Luc Foisy

Santé Canada

Volet SLV 2000

Richard Carrier

Ministère des affaires municipales

Direction de l'assainissement urbain

Michel Laurin

Remerciements

La préparation de ce document n'aurait pas été possible sans la précieuse collaboration de nombreux intervenants. Nous tenons particulièrement à remercier tous les partenaires qui nous ont promptement transmis les documents pertinents à ce travail, ainsi que leurs judicieux commentaires sur les versions préliminaires du rapport. Leurs noms apparaissent dans la liste des collaborateurs.

Plusieurs collègues de l'Institut Maurice-Lamontagne et du Centre Saint-Laurent ont collaboré directement ou indirectement à ce rapport. Nous les remercions pour leur enthousiasme et leur professionnalisme.

Perspective de gestion

Le Programme des zones d'intervention prioritaire (ZIP) relève le défi de la concertation entre les gouvernements fédéral et provincial et de l'implication des intervenants et des communautés riveraines, en vue de mettre en oeuvre des mesures de réhabilitation du Saint-Laurent. Ce programme comporte trois grandes étapes, soit l'élaboration d'un bilan régional sur l'état du Saint-Laurent, la consultation auprès de tous les partenaires riverains, avec l'identification de priorités d'intervention et l'élaboration d'un plan d'action de réhabilitation écologique.

Le bilan régional est établi à partir d'une synthèse des quatre rapports techniques portant sur les aspects biologiques, physico-chimiques, socio-économiques et santé du secteur étudié. Ces rapports sont préparés par le Centre Saint-Laurent et l'Institut Maurice-Lamontagne en collaboration avec les partenaires fédéraux et provinciaux du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000, dont le programme ZIP est un des volets.

La cueillette et l'analyse des données existantes à l'échelle locale est une première pour le Saint-Laurent. Les rapports techniques vont plus loin encore, en proposant un bilan des connaissances sur l'état actuel d'un secteur à partir de critères de qualité connus.

Le défi consiste donc à poser un jugement scientifique fondé sur l'information disponible. Les embûches sont nombreuses : les données ont été recueillies à d'autres fins, la couverture spatiale ou temporelle n'est pas idéale, les méthodes d'analyses chimiques ne sont pas uniformes, etc.

L'équipe ZIP demeure convaincue qu'il est possible de poser, sans plus attendre, un regard éclairé et prudent sur chaque secteur. Cette première évaluation constitue un point de départ et un document de base rédigé à l'intention des partenaires riverains de chaque territoire.

Management Perspective

The Priority Intervention Zones program (known as the ZIP program) is a joint initiative of the federal-provincial governments that aims to involve stakeholders and coastal communities in implementing rehabilitation measures for the St. Lawrence River. The program includes three phases: the development of a regional assessment report on the state of the St. Lawrence River, the consultation of coastal stakeholders at all levels and identification of intervention priorities, and the development of an ecological rehabilitation action plan.

The regional report is based on a synthesis derived from four technical reports focusing on the biological, physico-chemical, socio-economic and health aspects of the study area. These reports are prepared by the St. Lawrence Centre and Maurice Lamontagne Institute in cooperation with the federal and provincial partners of the St. Lawrence Vision 2000 Action Plan, of which the ZIP program is a component.

The process of gathering and analyzing data at a local scale has never before been undertaken for the St. Lawrence. The technical reports go even further, proposing an assessment report on the current state of a given area based on known quality criteria.

The challenge, then, consists of providing a scientific statement based on the available information. The pitfalls are numerous: the data were collected for other purposes, the spatial or temporal cover is less than ideal, the chemical analysis methods are not standardized, etc.

The ZIP team remains nonetheless convinced that an enlightened and thoughtful overview of each sector can be put forward without further delay. This first assessment, written for the benefit of the coastal stakeholders of each sector, thereby constitutes a starting point and a base document.

Résumé

Le présent rapport résume les connaissances actuelles des aspects physiques et chimiques de l'eau et de sédiments du secteur d'étude golfe du Saint-Laurent – baie des Chaleurs, comprenant les ZIP 19, 20 et 21.

Le golfe du Saint-Laurent est une mer semi-fermée dont la superficie est de 226 000 km², pour un volume de 34 500 km³. Près de la moitié des fonds marins du Golfe se trouvent à une profondeur de plus de 200 m. Outre le chenal Laurentien, dont la tête se situe dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, on retrouve deux autres chenaux profonds et importants, les chenaux Esquiman et d'Anticosti. Les apports d'eaux douces au golfe du Saint-Laurent proviennent principalement de l'amont du système du Saint-Laurent et génèrent une circulation estuarienne. Deux connexions, les détroits de Cabot et de Belle-Isle, permettent la pénétration en profondeur dans le Golfe de l'eau salée de l'océan Atlantique. En été, le golfe du Saint-Laurent est caractérisée par la présence de trois masses d'eau, dont une couche d'eau intermédiaire glaciale.

Les contaminants retrouvés dans le golfe du Saint-Laurent proviennent principalement des effluents industriels et municipaux. C'est sur la rive nord du Golfe que l'on retrouve le secteur le plus industrialisé du territoire d'étude, soit la région Sept-Îles – Port-Cartier. De façon générale, la contamination des sédiments et de l'eau du golfe du Saint-Laurent est plus faible que dans l'Estuaire maritime et plus en amont, à l'exception du site où a reposé la barge *Irving Whale* pendant 26 ans, alors que des concentrations plus élevées en BPC ont été mesurées. Le rejets des eaux usées municipales est un problème important pour les usagers des rives du golfe, alors que beaucoup de zones coquillières sont fermées.

La baie des Chaleurs est un secteur quelque peu à l'écart de la circulation générale qui prévaut dans le Golfe. D'une superficie de 4 300 km², ce plan d'eau sépare la péninsule gaspésienne du Nouveau-Brunswick. C'est dans cette dernière province que l'on retrouve le secteur le plus industrialisé de la baie, soit la région située entre Dalhousie et Belledune. La

contamination des sédiments en plomb, cadmium et mercure y a été importante par le passé. Depuis les années 1980, la diminution des rejets industriels liquides dans la Baie a permis une réduction des concentrations de contaminants dans les sédiments, mais la situation demeure néanmoins préoccupante près de Belledune. La rive québécoise de la baie des Chaleurs, est moins contaminée par les rejets industriels. Cependant, les eaux usées municipales constituent la principale source de contamination de la rive québécoise de la Baie et cette situation a entraîné la fermeture de tous les secteurs coquilliers du secteur.

Abstract

This technical report summarizes the chemical and physical data of the Gulf of St. Lawrence and Chaleur Bay study areas (ZIPs 19, 20 and 21).

The Gulf of St. Lawrence is a semi-enclosed sea of 226 000 km² and a volume of 34 500 km³. More than half of the bottom of the sea is at depth of more than 200 m. Three important channels are present in the study area: the Laurentian Channel, beginning in the Lower Estuary, the Anticosti and Esquiman Channels. Generating a circulation like in an estuary, freshwater enters the Gulf mostly from the upstream part of the St. Lawrence system, while the inputs of salt water coming from the Atlantic Ocean enters the Gulf via the Cabot and Belle-Isle Straits. During the summer, three water layers characterize the Gulf of St. Lawrence, one of them being the cold intermediate layer.

Industrial and municipal effluents are the main sources of contamination. The most industrialized area is between Sept-Îles and Port-Cartier. In general, sediment and water contamination is less important than in the Lower Estuary and in the upstream areas of the St. Lawrence system. One exception is the site where the *Irving Whale* barge laid for 26 years. Very high levels of PCBs were measured at this site. Bacterial pollution of shellfish collecting areas caused by municipal effluents limits shellfish harvesting on all shores, with the exception of the Magdalena Islands.

Apart from the general circulation of the Gulf is the Chaleur Bay. This bay is bordered by the coasts of the Gaspé Peninsula, in Québec, and of New Brunswick. In this area, the most industrialized zone is located on the south shore of the Bay, between Dalhousie and Belledune. Lead, mercury and cadmium contamination of the sediment was very important in the past. Since the 1980s, the reduction of industrial effluents into the Bay helped reduce sediment contamination, but this situation remains very worrisome near Belledune. The Québec shore of the Chaleur Bay is less contaminated by industrial discharges, but municipal effluents caused the closing of all the shellfish harvesting sites.

Table des matières

Avis au lecteur	ii
Équipe de réalisation	iii
Collaborateurs	iv
Remerciements	vi
Perspective de gestion	vii
Management Perspective	viii
Résumé	ix
Abstract	xi
Table des matières	xii
Liste des tableaux	xv
Liste des figures	xviii
Liste des abréviations des institutions et organismes	xxii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 LE MILIEU PHYSIQUE	5
2.1 Physiographie	5
2.1.1 Chenaux profonds	5
2.1.2 Plateaux sous-marins	6
2.1.3 Rives	10
2.2 Hydrologie et hydrodynamique	15
2.2.1 Apports d'eau douce	16
2.2.2 Marées	19
2.2.3 Conditions atmosphériques	23
2.2.4 Caractéristiques et circulation des masses d'eau	24
2.2.5 Caractéristiques et circulation des eaux de surface	29
2.2.6 Remontées d'eau («upwellings»)	31
2.2.7 Glaces	37

2.2.8	Vagues	38
2.3	Éléments nutritifs	41
2.4	Sédimentologie	44
2.4.1	Bilan sédimentaire	44
2.4.2	Distribution des matières en suspension	44
2.4.3	Distribution des sédiments	45
CHAPITRE 3 LES SOURCES DE CONTAMINATION		53
3.1	Rejets municipaux riverains	53
3.1.1	Côte-Nord	53
3.1.2	Gaspésie	54
3.1.3	Îles de la Madeleine	60
3.2	Rejets industriels	60
3.2.1	Côte-Nord	61
3.2.1.1	<i>Secteur minier</i>	61
3.2.1.2	<i>Les fabriques de pâtes et papiers</i>	66
3.2.1.3	<i>Les alumineries</i>	66
3.2.2	Gaspésie-Nord	69
3.2.2.1	<i>Secteur minier</i>	69
3.2.3	Gaspésie-Sud-Baie-des-Chaleurs	69
3.2.3.2	<i>Les pâtes et papiers</i>	69
3.2.4	Îles de la Madeleine	75
3.2.5	Industries sur la rive sud de la baie des Chaleurs	77
3.2.6	Autres usines des provinces de l'Atlantique	78
3.3	Lieux contaminés riverains	81
3.3.1	Inventaire provincial des lieux contaminés	81
3.3.2	Sites de propriété fédérale	84
3.4	Transport maritime et activités portuaires	87
3.5	Dragage	90
3.6	Apports des cours d'eau	93
3.6.1	Apports de l'estuaire du Saint-Laurent	93
3.6.2	Apports de l'Atlantique	93
3.6.3	Apports des autres tributaires québécois	93

3.7	Apports atmosphériques	94
3.7.1	Transport atmosphérique à distance	94
3.7.2	Sources atmosphériques locales	94
CHAPITRE 4 QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS		99
4.1	Critères de qualité	99
4.2	Qualité de l'eau et des sédiments du golfe du Saint-Laurent	105
4.2.1	Métaux lourds et métalloïdes	105
4.2.2	Composés organochlorés	137
4.2.3	Hydrocarbures	144
4.3	Contamination des sédiments de la baie des Chaleurs	149
4.4	Contamination des sédiments des zones littorales et portuaires	156
4.4.1	Côte-Nord	157
4.4.2	Gaspésie	158
4.4.3	Îles de la Madeleine	159
4.5	Contamination bactérienne des eaux coquillières	162
4.5.1	Côte-Nord	163
4.5.2	Gaspésie	163
4.5.3	Îles de la Madeleine	163
CHAPITRE 5 ÉTAT DES CONNAISSANCES		169
Références		173
ANNEXE	1. Glossaire	188

Liste des tableaux

1	Types de côtes retrouvées sur la Côte-Nord (Pointe-des-Monts à Blanc-Sablon)	13
2	Débits mensuels et annuels moyens ($m^3 \cdot s^{-1}$) d'eau douce des tributaires du golfe du Saint-Laurent et bilan net des échanges d'eau douce à la surface du golfe	17
3	Puissance induite par l'onde de marée M_2 , calculée pour diverses sections du golfe du Saint-Laurent	23
4	Profondeur (m), rapport C : N et teneur en lignine (pourcentage des échantillons) dans les sédiments du Saint-Laurent	51
5	$\delta^{13}C$ dans les sédiments superficiels de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent	51
6	Population dont les eaux usées sont ou seront traitées d'ici 1998 par un ouvrage d'assainissement du programme d'assainissement des eaux du Québec pour les municipalités riveraines de la Côte-Nord, de la Gaspésie et des îles de la Madeleine	55
7	Assainissement des eaux usées pour les municipalités riveraines de la Côte-Nord, de la Gaspésie et des îles de la Madeleine	56
8	Estimation des charges quotidiennes moyennes, calculées sur une base annuelle, en DBO_5 , en matières en suspension (MES) et du nombre de coliformes fécaux rejetés dans le golfe du Saint-Laurent par les stations municipales d'assainissement et évaluation de rendement en 1994	59
9	Établissements industriels visés par le PRRI ou le programme SLV 2000 répertoriés le long des rives québécoises du golfe du Saint-Laurent	62
10	Débit des eaux usées, matières en suspension, fer et huiles et graisses rejetés par la Compagnie minière Québec Cartier (Port-Cartier) dans le golfe du Saint-Laurent	64
11	Débit, matières en suspension (MES) et DBO_5 des effluents de l'Aluminerie Alouette inc. rejetés dans la baie des Sept Îles	68
12	Estimation des charges de contaminants déversées par l'Aluminerie Alouette inc., dans la baie des Sept Îles	68
13	Débit des effluents, DBO_5 et MES rejetés par la Compagnie Gaspésia ltée de Chandler dans le golfe du Saint-Laurent	70
14	Estimations des charges en contaminants déversées par la Compagnie Gaspésia ltée dans le golfe du Saint-Laurent	71

15	Débit, DBO ₅ et MES des effluents de la compagnie Emballages Stone (Canada) inc., de New Richmond, dans la baie des Chaleurs	75
16	Estimation des charges toxiques déversées par Emballages Stone (Canada) inc. en 1991, dans la baie des Chaleurs	76
17	Usines des provinces de l'Atlantique présentes sur les rives du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs, cours d'eau récepteur des effluents et secteur d'activité industrielle.	80
18	Inventaires des lieux d'élimination de déchets dangereux	85
19	Portrait global de la disposition de résidus marins en 1989 (en tonnes métriques)	91
20	Caractérisation des rejets industriels annuels des usines gaspésiennes et néo-brunswickoises et répertoriées lors de l'Inventaire national de rejets des polluants (INRP)	97
21	Critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent.	101
22	Concentrations préindustrielles (avant 1920) mesurées dans des carottes de sédiments du chenal Laurentien; comparaison avec le seuil sans effet (SSE) établi par Environnement Canada.	105
23	Charges en BPC (tonnes) estimées dans différents compartiments de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent	142
24	Charge totale (pg-cm ⁻²) et contribution relative (en pourcentage du total) des dioxines et furanes dans des carottes de sédiments prélevées dans le chenal Laurentien	144
25	Concentrations (µg.l ⁻¹) des résidus de pétrole dissous et dispersés dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent entre 1971 et 1979	147
26	Concentrations préindustrielles, moyennes et maximales (µg.g ⁻¹) des métaux retrouvés dans les sédiments de l'ensemble du système du Saint-Laurent, de la fosse des Chaleurs (baie des Chaleurs) et du chenal Laurentien (golfe du Saint-Laurent)	155
27	Qualité des sédiments de la baie des Chaleurs, en 1984	156
28	Qualité des sédiments des havres de pêche et zones portuaires de la Côte-Nord	158
29	Qualité des sédiments des havres de pêche, ports et barachois de la Gaspésie	160
30	Qualité des sédiments des havres de pêche et des zones portuaires des Îles de la Madeleine	161

31

Classification des secteurs coquilliers du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs en fonction de la qualité bactériologique de l'eau

164

Liste des figures

1	Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire (ZIP)	2
2	Limites du territoire d'étude	4
3	Limites du bassin de drainage du golfe du Saint-Laurent	7
4	Bathymétrie du golfe du Saint-Laurent	8
5	Divisions physiographiques du golfe du Saint-Laurent Plateaux (< 200 m) : 1) Les Escoumins; 2) Côte-Nord; 3) Anticosti; 4) Québec-Labrador; 5) Terre-Neuve; 6) Gaspé; 7) plateau Madelinien. Chenaux des plateaux (< 200 m) : 8) fosses des Chaleurs; 9) fosse de Shédiac; 10) fosse de Bradelle-Ouest; 11) fosse de Bradelle-Est; 12) fosse du Cap-Breton. Chenaux profonds (> 200 m) : 13) fosse de Mécatina 14) chenal Laurentien; 15) chenal d'Esquiman; 16) chenal d'Anticosti	9
6	Carte géomorphologique de la partie sud du golfe du Saint-Laurent. 1) banc de Bradelle; 2) banc de l'Orphelin; 3) banc de Pieter; 4) banc de Bennett; 5) banc des Américains	12
7	Distribution des environnements côtiers le long de la Côte-Nord	14
8	Les îles de la Madeleine	15
9	Régularisation du débit d'eau douce à différentes sections le long du Saint-Laurent due au harnachement de certains cours d'eau du bassin versant	18
10	Évolution temporelle du débit annuel moyen ($m^3 \cdot s^{-1}$) de l'estuaire du Saint-Laurent au niveau de Pointe-des-Monts.	18
11	Ondes de marées semi-diurne M_2 (a) et diurne K_1 (b) dans le système du Saint-Laurent. Les amplitudes (traits pointillés) sont en centimètres et les phases (trait pleins) sont en degrés et sont mesurées dans le fuseau horaire de Greenwich (heure GMT).	21
12	Marnage moyen attribuable aux marées dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent.	22
13	Tracés préférentiels saisonniers des fortes tempêtes (traits pleins) et des tempêtes secondaires (traits pointillés) au-dessus du golfe du Saint-Laurent	25
14	Distribution saisonnière du stress éolien moyen (force des vents, Pa) dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent établie à partir d'observations faites sur des navires	26

15	Distribution estivale des masses d'eau le long d'une section longitudinale de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent	27
16	Profils verticaux typiques de température et de salinité en hiver et en été dans le golfe du Saint-Laurent	27
17	Bilan du transport des masses d'eau (débits en milliers de $m^3 \cdot s^{-1}$) dans le système du Saint-Laurent	29
18	Distribution des températures mensuelles moyennes ($^{\circ}C$) des eaux de surface du golfe du Saint-Laurent	33
19	Distribution des salinités moyennes des eaux de surface du golfe du Saint-Laurent pour les années de forte et de faible décharges en eau	34
20	Carte des courants de surface dans le golfe du Saint-Laurent au mois d'août	35
21	La gyre d'Anticosti	36
22	Évolution de la couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent à partir de la moyenne de 5 années d'observation	39
23	Fréquence (en pourcentage) des vagues de plus de 2 m de hauteur dans le golfe du Saint-Laurent	40
24	Flux des éléments nutritifs dans le golfe du Saint-Laurent (nitrates/phosphates/silicates, en $10^3 t \cdot a^{-1}$)	42
25	Distribution estivale des éléments nutritifs (μM) dans la colonne d'eau du chenal Laurentien	43
26	Flux des matières en suspension (MES) et de la matière inorganique particulaire (MIP) dans le golfe du Saint-Laurent	46
27	Distribution des matières en suspension dans les eaux de surface du golfe du Saint-Laurent : avril/mai 1973	48
28	Distribution verticale des matières en suspension dans le chenal Laurentien : avril/mai 1973	49
29	Environnements sédimentaires du golfe du Saint-Laurent : <u>Environnements de déposition</u> : 1) déposition active de pélite à de grandes profondeurs; 2) déposition active de sable fin et de pélite très sableuse; 3) zones marines de remaniement et de redistribution active; 4) zones côtières de remaniement et de redistribution active <u>Environnements sans déposition</u> : 5) zones essentiellement sans déposition avec remaniement local et formation de dépôts résiduels (« lag deposits »). <u>Environnements de transition</u> : zones non hachurées	50
30	Usines présentes sur les rives du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs	79

31	Sites ayant fait l'objet d'au moins cinq dragages entre 1983 et 1991. A) Gaspésie et B) îles de la Madeleine	92
32	Position des différentes stations de prélèvement des carottes de sédiments dans le chenal Laurentien	104
33	Distribution verticale moyenne dans le chenal Laurentien des concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) en fer total et dissous (Fe), en manganèse total et dissous (Mn) en cobalt total (Co), en nickel total (Ni), en cuivre total (Cu) en zinc total (Zn) et en cadmium total (Cd) et en matières en suspension (MES)	108
34	Profil longitudinal de la concentration en mercure total ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent entre 1980 et 1984	111
35	Distribution du mercure total dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Échantillons de sédiments prélevés entre 1961 et 1974	112
36	Distribution du mercure total dans des carottes de sédiments prélevées entre 1985 et 1988 dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (station 23) et golfe (stations 12 et 15)	113
37	Profil longitudinal de la concentration en cadmium total ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) dans l'eau du chenal Laurentien	115
38	Distribution du cadmium extractible ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans des carottes de sédiments prélevées en 1981 dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (stations 23 et 24), golfe (stations 12 et 15) et extérieur du golfe (station 8)	115
39	Distribution du nickel total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent dans les années 1960-1970	117
40	Concentrations moyennes en cobalt (Co), nickel (Ni), chrome (Cr) et vanadium (V) totaux ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans leurs fractions détritique (nombres dans les cases inférieures) et non détritique (nombres dans les cases supérieures) et pour différents types de sédiments du golfe du Saint-Laurent. La proportion de la fraction détritique de chaque métal et dans chaque type de sédiment est indiquée en pourcentage	118
41	Distribution du plomb total dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970	121
42	Distribution du plomb dans la phase solide des sédiments ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) prélevés dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (station 22) et golfe (stations 12 et 13)	121
43	Profil longitudinal des concentrations en manganèse (a) dissous et (b) particulaire dans la colonne d'eau du chenal Laurentien	125

44	Distribution du manganèse total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) (a) dans les sédiments superficiels et (b) dans les sédiments profonds du chenal Laurentien	126
45	Profils typiques du manganèse total dans des carottes de sédiments prélevées dans le chenal Laurentien	127
46	Distribution du zinc dans la phase solide ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) des sédiments du chenal Laurentien : estuaire maritime (station 22) et golfe (stations 12 et 13)	127
47	Distribution du cuivre total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970	129
48	Distribution du chrome total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970	130
49	Distribution du cobalt extractible ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans des carottes de sédiments prélevées en 1981 dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (stations 23 et 24) et golfe (stations 12 et 15)	133
50	Concentrations de certains métaux dissous ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) en fonction de la profondeur, à 3 stations dans le détroit de Cabot	135
51	Concentrations de la fraction extractible du fer ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments du chenal Laurentien : estuaire maritime (stations 23 et 24) et golfe (stations 12 et 13)	136
52	Bilan massique du mirex (exprimé en kg et en pourcentage du total rejeté) qui a transité dans le système du Saint-Laurent entre 1950 et 1990	139
53	Bilan massique des BPC ($\text{kg}\cdot\text{an}^{-1}$) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent	141
54	Contamination des sédiments de la baie des Chaleurs par l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb) et comparaison avec les critères intérimaires de qualité des sédiments : seuil d'effets mineurs (SEM) et seuil d'effets néfastes (SEN)	152

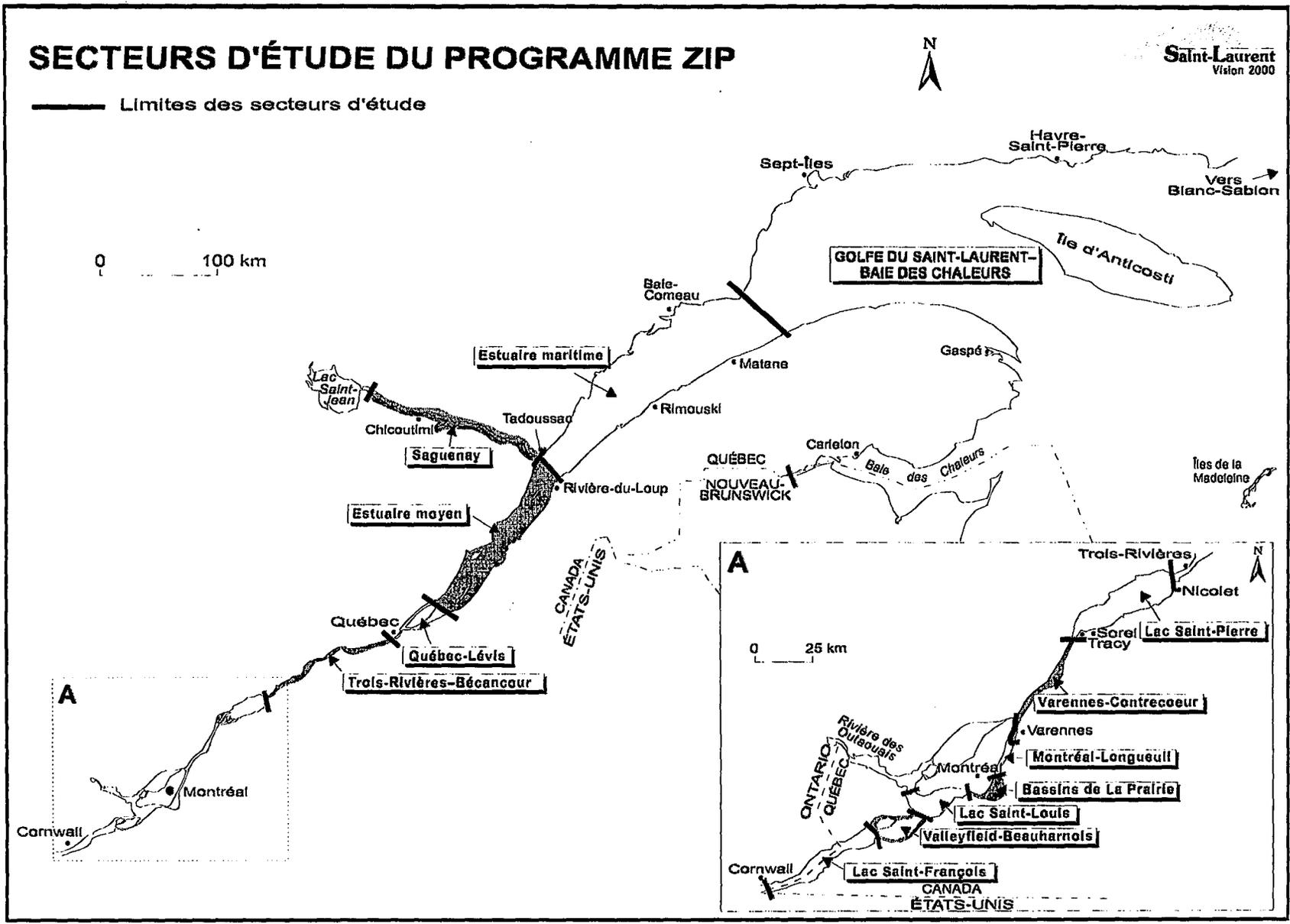
Liste des abréviations des institutions et organismes

CCRH	Conseil pour la conservation des ressources halieutiques
CDPNQ	Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec
CSEMDC	Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada
CSL	Centre Saint-Laurent
ERBSL	Équipe de rétablissement du béluga du Saint-Laurent
IML	Institut Maurice-Lamontagne
INRP	Inventaire national de rejets de polluants
LCPE	Loi canadienne de la protection de l'environnement
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MENVIQ	Ministère de l'Environnement du Québec
MLCP	Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
MPO	Ministère des Pêches et des Océans
MSSSQ	Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec
OPANO	Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest
PASL	Plan d'action Saint-Laurent
SCF	Service canadien de la faune
SLV 2000	Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000
UQCN	Union québécoise pour la conservation de la nature
ZIP	Zone d'intervention prioritaire

CHAPITRE 1 Introduction

Saint-Laurent Vision 2000 est un plan d'action pour la sauvegarde et la protection du Saint-Laurent et de son environnement qui vise à redonner l'usage du fleuve aux citoyens et aux citoyennes dans une perspective de développement durable. Il est le résultat d'un exercice de concertation et d'harmonisation entre plusieurs ministères fédéraux et provinciaux. Tout en poursuivant le travail accompli de 1988 à 1993 par le Plan d'action Saint-Laurent, SLV 2000 a également une durée de cinq ans (1993-1998) et met l'accent sur la prévention de la pollution et la conservation de l'écosystème du Saint-Laurent. Ce plan d'action compte sur la coopération active de partenaires du secteur privé, des universités, des groupes environnementaux, des centres de recherche et d'organismes du milieu pour atteindre ses objectifs. Aux volets protection et restauration de l'environnement mis de l'avant dans le PASL, SLV 2000 en ajoute de nouveaux comme la biodiversité, l'agriculture, l'implication communautaire, l'aide à la prise de décision et la santé.

Le territoire visé par Saint-Laurent Vision 2000 englobe le secteur du fleuve, entre Cornwall et l'île d'Orléans, les estuaires moyen et maritime du Saint-Laurent, la partie québécoise du golfe du Saint-Laurent, la baie des Chaleurs et certains tributaires tels que les rivières L'Assomption, Boyer, Chaudière, Richelieu, Saguenay, Saint-Maurice et Yamaska. De plus, à cause de sa vaste étendue et de sa grande hétérogénéité, le Saint-Laurent a été divisé en 23 Zones d'intervention prioritaire (ZIP) regroupées en secteurs d'étude (Figure 1). Ces zones ont été délimitées en fonction des régions biogéographiques (Ghanimé *et al.*, 1990), du régime hydrologique (Frenette *et al.*, 1989), de l'importance des ressources biologiques (Langlois et Lapierre, 1989), des caractéristiques socio-économiques et des possibilités éventuelles de restauration (Roy, 1989).



Source : Programme des zones d'intervention prioritaire - SLV 2000.

Figure 1. Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire (ZIP)

Le présent rapport traite des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et des sédiments de l'ensemble du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs (incluant le territoire d'étude des ZIP 19-20-21; Fig. 2) et des sources de contamination de ces plans d'eau. Le territoire d'étude est subdivisé en quatre secteurs: la ZIP 19 (Pointe-des-Monts à Blanc-Sablon, incluant l'île d'Anticosti), la ZIP 20a (Gaspésie-Nord, de Capucins à cap Gaspé), la ZIP 20b (Gaspésie-Sud-Baie-des-Chaleurs, de cap Gaspé à Matapédia) et la ZIP 21 (Îles-de-la-Madeleine).

Le présent document présente une description générale du milieu physique, les diverses sources de contamination, municipales, industrielles, atmosphériques, en provenance des eaux continentales et océaniques, ainsi qu'une estimation des apports à partir des données disponibles. De façon plus spécifique, les sources et niveaux de contamination du territoire d'étude seront décrits.

L'accent a surtout été mis sur l'identification de problèmes environnementaux qui découlent de la présence de substances toxiques dans le golfe du Saint-Laurent et la baie des Chaleurs. Les conclusions du présent rapport devront être comparées aux résultats des rapports biologique (Mousseau *et al.*, 1997) et socio-économique (Bibeault *et al.*, 1997) pour obtenir une image complète et réaliste du territoire d'étude. Outre les rapports ZIP et les références citées dans ces documents, on peut aussi se référer au document de Therriault (1991) pour avoir des informations sur la sédimentologie, l'océanographie physique et l'océanographie chimique du golfe du Saint-Laurent.

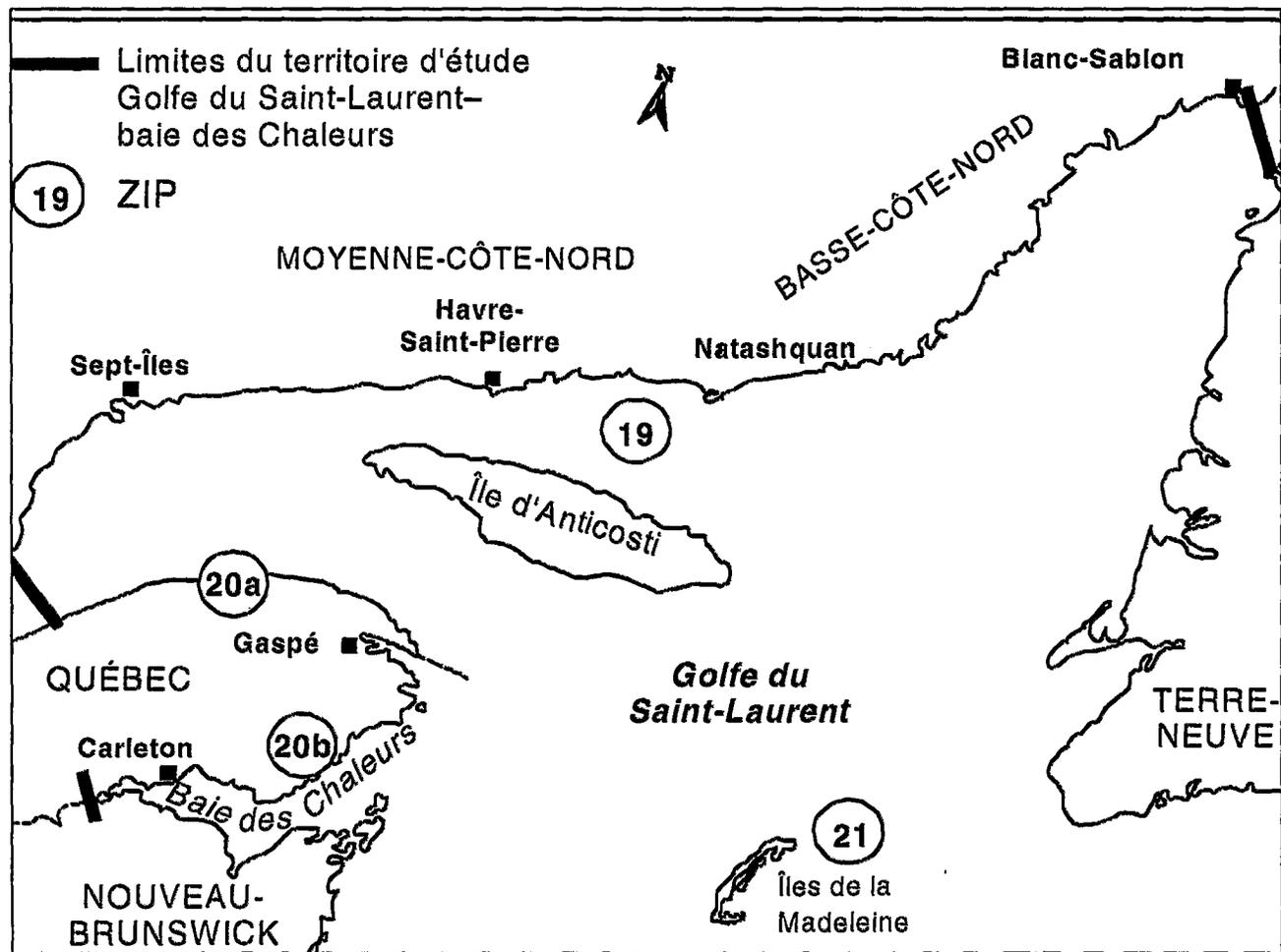


Figure 2. Limites du territoire d'étude

CHAPITRE 2 **Le milieu physique**

2.1 Physiographie

Le golfe du Saint-Laurent débute à la limite aval de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Pointe-des-Monts/Les Méchins) et se termine au nord-est dans le détroit de Belle-Isle, entre le Québec et Terre-Neuve, et au sud-est dans le détroit de Cabot, entre Terre-Neuve et la Nouvelle-Écosse. En amont, le golfe communique avec l'estuaire maritime par un chenal large et profond, le chenal Laurentien. En aval, les deux connexions avec l'océan Atlantique n'ont pas la même importance : le détroit de Cabot est beaucoup plus large (104 km) et profond (maximum de 480 m) que le détroit de Belle-Isle (largeur de 16 km et profondeur maximale de 60 m) (Dickie et Trites, 1983).

Ce plan d'eau de forme triangulaire occupe une superficie de 226 000 km²; sa profondeur moyenne est d'environ 152 m et son volume de 34 500 km³ (Forrester, 1964; Forrester et Vandall, 1968; Dickie et Trites, 1983). Le bassin de drainage du système du Saint-Laurent couvre un territoire d'environ 1 300 000 km² et il est situé en majeure partie sur le Bouclier canadien (Koutitonsky et Bugden, 1991) (Figure 3).

2.1.1 Chenaux profonds

Plus de la moitié des fonds marins du golfe du Saint-Laurent se trouve à une profondeur de plus de 200 m (Dickie et Trites, 1983). La topographie sous-marine du golfe est donc dominée par la présence de chenaux profonds, soit les chenaux Laurentien, Esquiman et d'Anticosti (Figure 4). Ces fosses en forme de «U» sont le résultat du surcreusement*¹ de vallées fluviales par les glaciers (Loring et Nota, 1973). Le chenal Laurentien, délimité par l'isobathe* de 200 m, débute dans l'estuaire du Saint-Laurent, au large de Tadoussac, traverse le golfe puis le détroit de Cabot et se termine à la marge du plateau continental, au sud-est de Terre-Neuve. Sa profondeur passe d'environ 300 m au large de Pointe-des-Monts à plus de 450 m au niveau du

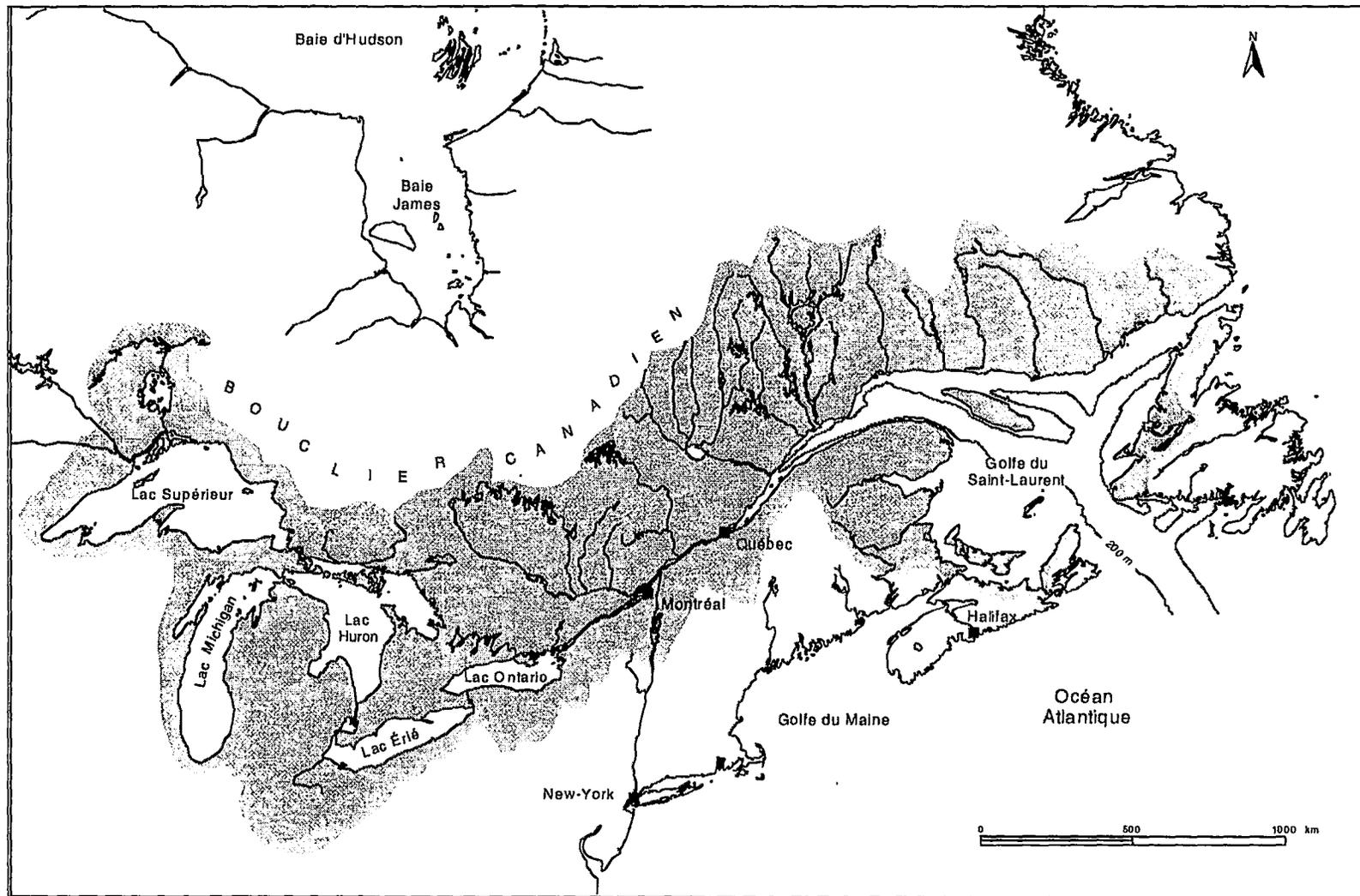
¹ Une astérisque indique que le terme est défini en annexe

détroit de Cabot. Le chenal Esquiman est moins profond que le chenal Laurentien et atteint une profondeur maximale de 345 m. Il débute près du détroit de Belle-Isle, longe la côte ouest de Terre-Neuve et rejoint le chenal Laurentien entre l'île d'Anticosti et Terre-Neuve. Enfin, le chenal d'Anticosti débute dans le détroit de Jacques-Cartier, longe le côté nord de l'île d'Anticosti et rejoint le chenal Esquiman au large de la pointe est de l'île; sa profondeur maximale est de 296 m.

2.1.2 Plateaux sous-marins

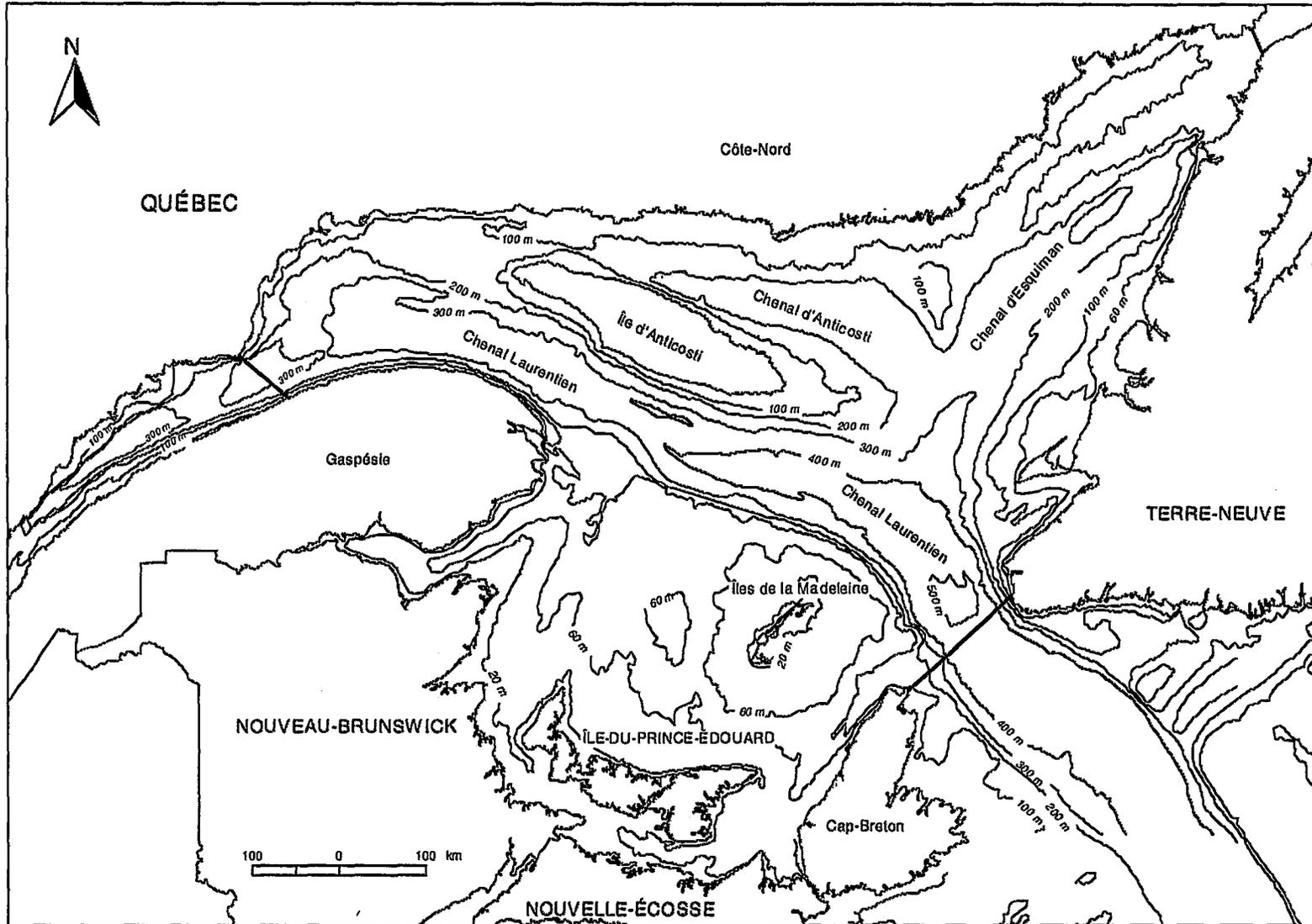
Les chenaux profonds du golfe sont bordés par des zones sous-marines peu profondes, généralement moins de 100 m, de largeurs et reliefs variés. Celles qui longent les côtes du Québec sont décrites ci-dessous, suivant la terminologie employée par Loring et Nota (1973).

Côte-Nord. On retrouve quatre plateaux distincts le long de la Côte-Nord (Loring et Nota, 1973) (Figure 5). De Pointe-des-Monts à la rivière Moisie, près de Sept-Îles, la partie est du plateau des Escoumins est étroite (moins de 8 km de largeur), peu accidentée et penche légèrement vers le chenal Laurentien. Le plateau de la Côte-Nord, entre la rivière Moisie et le cap Whittle, est beaucoup plus large et accidenté. Il est en partie constitué de séries parallèles de bancs*, séparés par des dépressions* longitudinales et transversales. Ce relief particulier a été formé par l'érosion du plateau par les cours d'eaux préglaciaires. Certains de ces plateaux ont émergé suite au relèvement isostatique et ont formé les nombreuses îles retrouvées le long de la Côte-Nord, dont l'archipel de Mingan et l'île d'Anticosti. Du côté ouest de l'île d'Anticosti, on retrouve un large plateau constitué de bancs peu profonds (50 à 100 m), dont le plus important est le banc Parent. Ces bancs sont séparés par des fosses atteignant 140 m. Le long des rives nord et sud de l'île d'Anticosti, le plateau a généralement moins de 8 km de largeur et est légèrement incliné vers les chenaux profonds. Par contre, du côté est de l'île, le plateau a une largeur d'environ 50 km, est peu accidenté et légèrement incliné vers le sud-est.



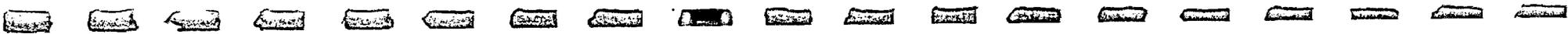
Source : Adapté de Koutitonsky et Bugden (1991)

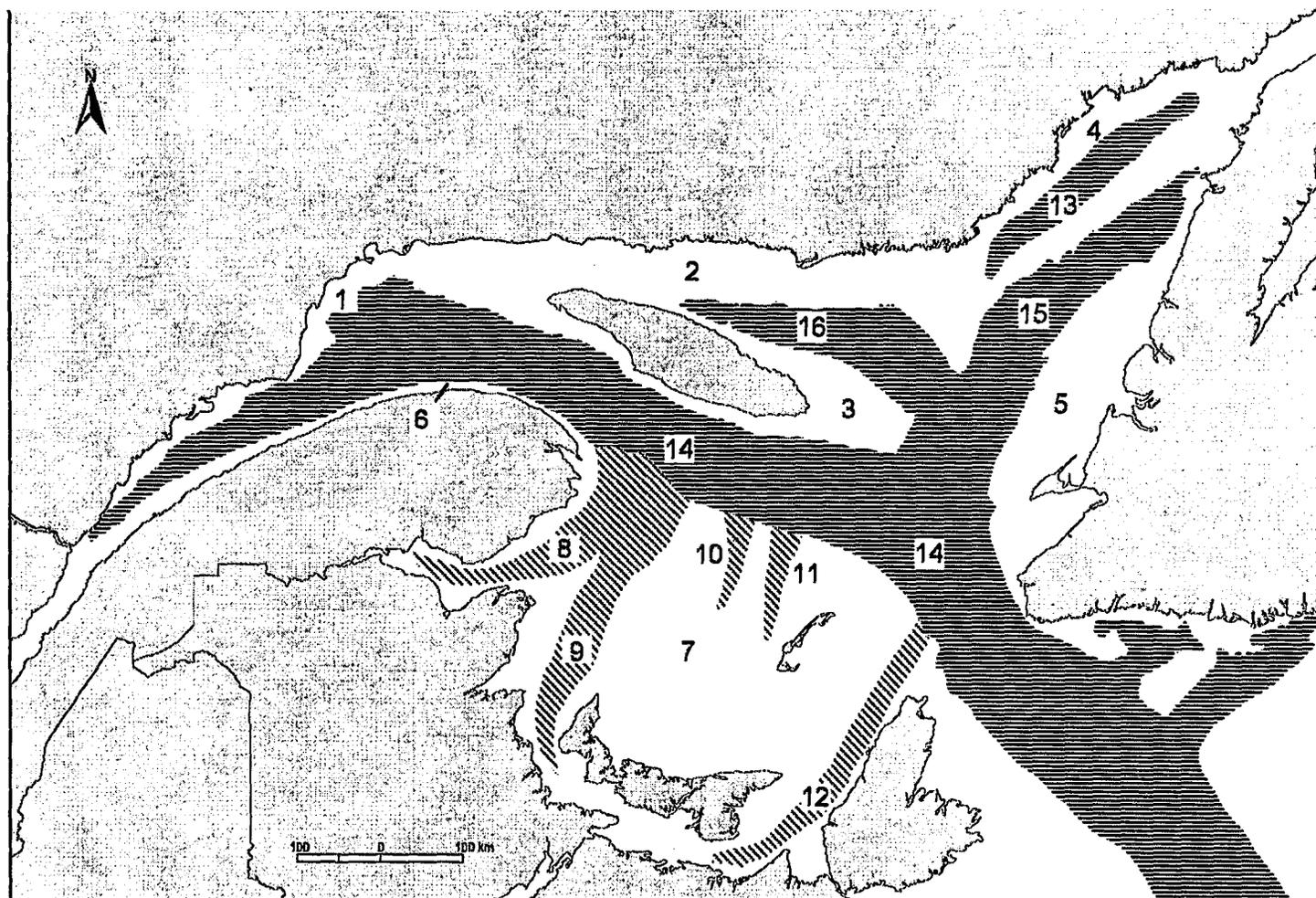
Figure 3. Limites du bassin de drainage du golfe du Saint-Laurent



Source : Ministère des Pêches et Océans du Canada (MPO), Institut Maurice-Lamontagne.

Figure 4. Bathymétrie du golfe du Saint-Laurent





Source : Adapté de Loring et Nota (1973)

Figure 5 Divisions physiographiques du golfe du Saint-Laurent. Plateaux (< 200 m): 1) Les Escoumins; 2) Côte-Nord; 3) Anticosti; 4) Québec-Labrador; 5) Terre-Neuve; 6) Gaspé; 7) plateau Madelinien. Chenaux des plateaux (< 200 m): 8) fosses des Chaleurs; 9) fosse de Shédiac; 10) fosse de Bradelle-Ouest; 11) fosse de Bradelle-Est; 12) fosse du Cap-Breton. Chenaux profonds (> 200 m): 13) fosse de Mécatina 14) chenal Laurentien; 15) chenal d'Esquiman; 16) chenal d'Anticosti

Un grand banc peu profond (< 60 m), connu sous le nom de banc Beaugé, constitue le point de rencontre entre les plateaux de la Côte-Nord et de Québec-Labrador. Ce dernier longe presque toute la Basse-Côte-Nord, entre le cap Whittle et Blanc-Sablon, et peut atteindre une largeur de 65 km dans sa partie ouest. La présence d'un plateau intérieur séparé d'un plateau extérieur par une série de dépressions (dont la plus importante est la fosse de Mécatina) donne au plateau Québec-Labrador un relief irrégulier. Dans sa partie intérieure, dont la largeur varie entre 3 et 18 km, on note la présence d'une multitude d'îlots et de bancs séparés par des chenaux transversaux allant parfois jusqu'à une profondeur de 100 m. La zone extérieure du plateau Québec-Labrador, séparant la fosse de Mécatina du chenal Esquiman, est constituée d'une série de bancs de moins de 100 m de profondeur et de fosses longitudinales et transversales. Ces bancs ont l'apparence de *cuestas**, c'est-à-dire qu'ils ont un côté abrupt, en l'occurrence la face nord-ouest, tandis que la face opposée est en pente douce.

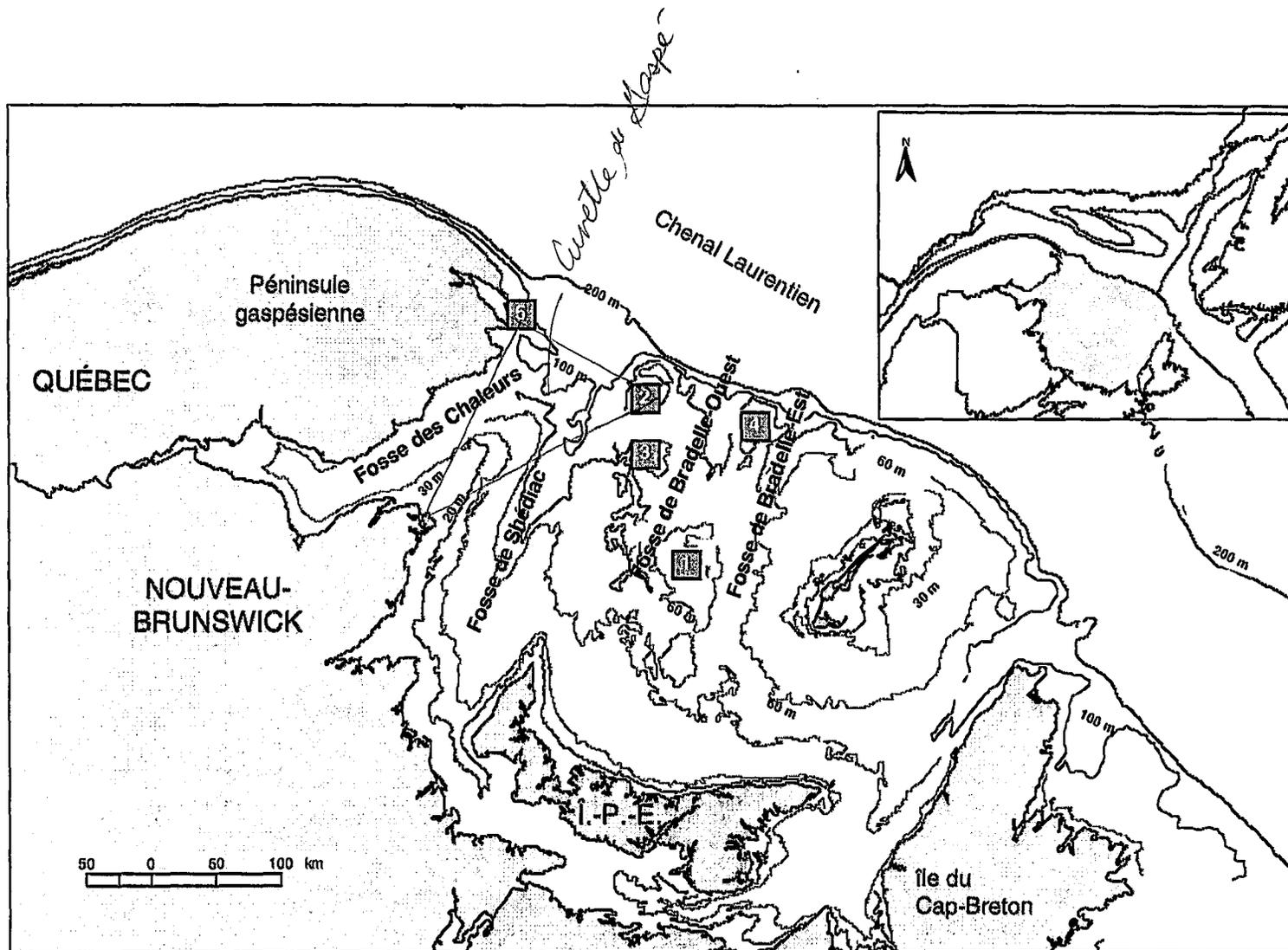
Gaspésie et îles de la Madeleine. Le plateau de Gaspé longe le versant nord de la Gaspésie; il est étroit (moins de 8 km de largeur), peu accidenté et est légèrement incliné vers le chenal Laurentien. Toute la partie sud-ouest du golfe est occupée par une grande plate-forme (79 350 km²) légèrement inclinée vers le chenal Laurentien : le plateau Madelinien. Son relief est accidenté avec des bancs peu profonds (bancs de Bradelle, de l'Orphelin, de Pieter, de Bennett et des Américains), des îles importantes (île du Prince Édouard, îles de la Madeleine) et des fosses allongées dans le sens nord-sud qui rejoignent le chenal Laurentien (fosses des Chaleurs, de Shédiac, de Bradelle-Est, de Bradelle-Ouest et du Cap-Breton) (Figure 6).

2.1.3 Rives

Côte-Nord. Selon Dubois (1980), les rives de la Côte-Nord, entre Pointe-des-Monts et Blanc-Sablon, s'étirent sur 5 054 km, incluant environ 2 800 km de rives insulaires. On retrouve 9 types de côtes, lesquelles sont catégorisées selon la ligne de rivage*, la haute plage*, l'estran* et la plate-forme sous-marine littorale (Tableau 1 et Figure 7). Presque la majorité des sédiments de ce secteur forment ou proviennent des deltas* post-glaciaires. Les autres sources de sédiments sont les deltas récents de fonds de baies, l'érosion littorale des falaises de dépôts meubles et des falaises rocheuses et les sédiments morainiques*.

Gaspésie. Les rives gaspésiennes sont décrites suivant une nomenclature différente de celle utilisée pour la Côte-Nord. La rive nord de la péninsule gaspésienne, entre Capucins et le cap Gaspé, est une côte à falaises résistantes, très exposée, avec d'étroites plages de gravier. Du cap Gaspé à Percé, on retrouve une succession de promontoires constitués de falaises résistantes et de grandes baies au fond desquelles se sont développés des barachois. De Percé à Miguasha, le rivage est dominé par des falaises peu résistantes et de nombreux barachois et marais salants sont présents le long du littoral (Owens, 1974).

Îles de la Madeleine. L'archipel madelinien est formé d'une série d'affleurements rocheux dont les principaux sont l'île d'Entrée, l'île de la Grande-Entrée, l'île du Havre-Aubert, l'île du Cap-aux-Meules et l'île du Havre-aux-Maisons (Owens et McCann, 1980) (Figure 8). Ces îles sont généralement ceinturées de falaises résistantes s'avancant dans la mer. Deux grands systèmes de cordons littoraux* doubles renfermant des lagunes relient entre elles les îles les plus importantes. Les flèches sableuses supportent de vastes champs de dunes, en partie stabilisées par la végétation. Du côté lagunaire, en bordure des cordons littoraux, les marées ont contribué au développement de marais et de vasières tandis que, le long de la mer, les flèches et les cordons sont bordés de longues plages de sable fin.



Source : Adapté de Loring et Nota (1973)

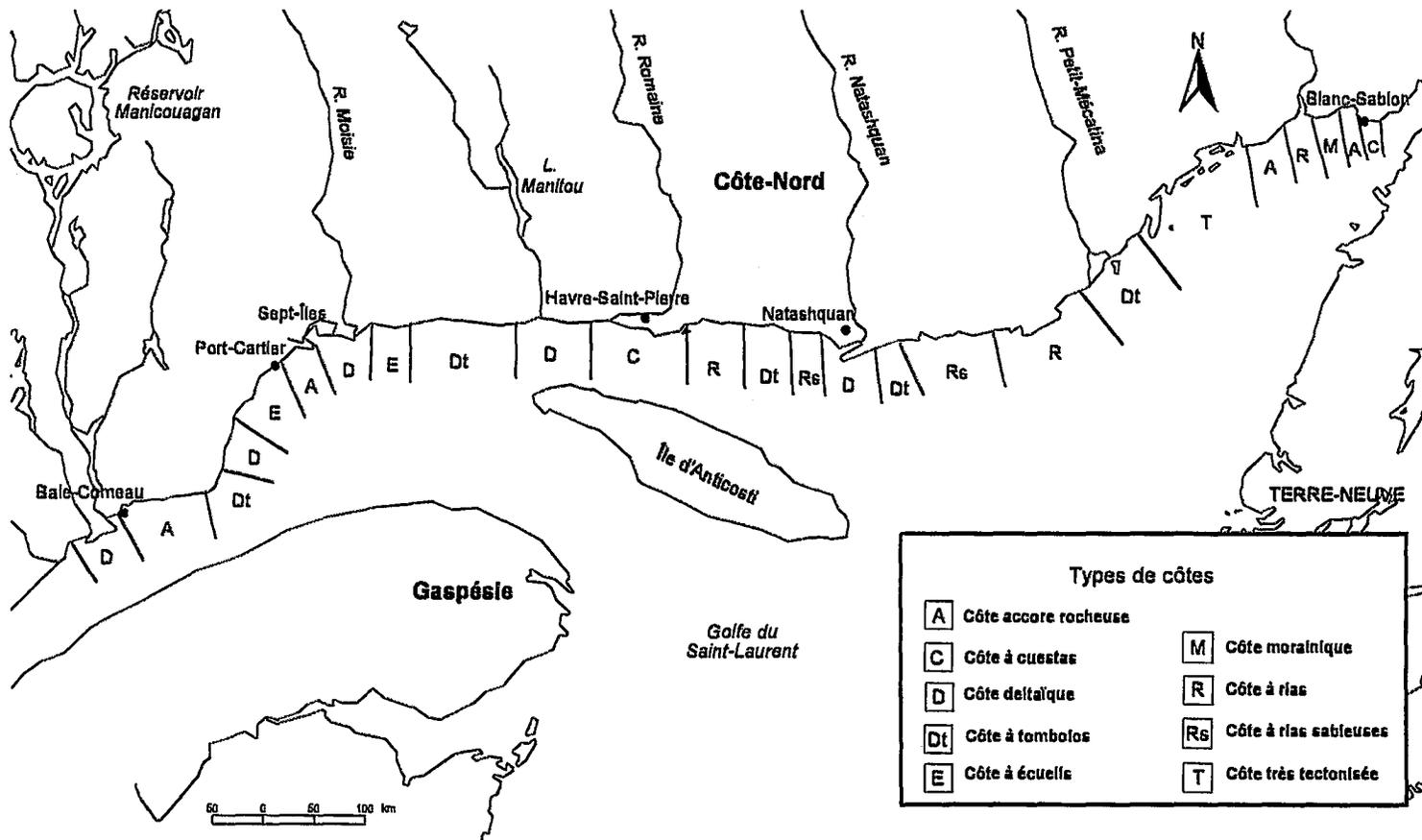
Figure 6. Carte géomorphologique de la partie sud du golfe du Saint-Laurent. 1) banc de Bradelle; 2) banc de l'Orphelin; 3) banc de Pieter; 4) banc de Bennett; 5) banc des Américains



Tableau 1
Types de côtes retrouvées sur la Côte-Nord (Pointe-des-Monts à Blanc-Sablon)

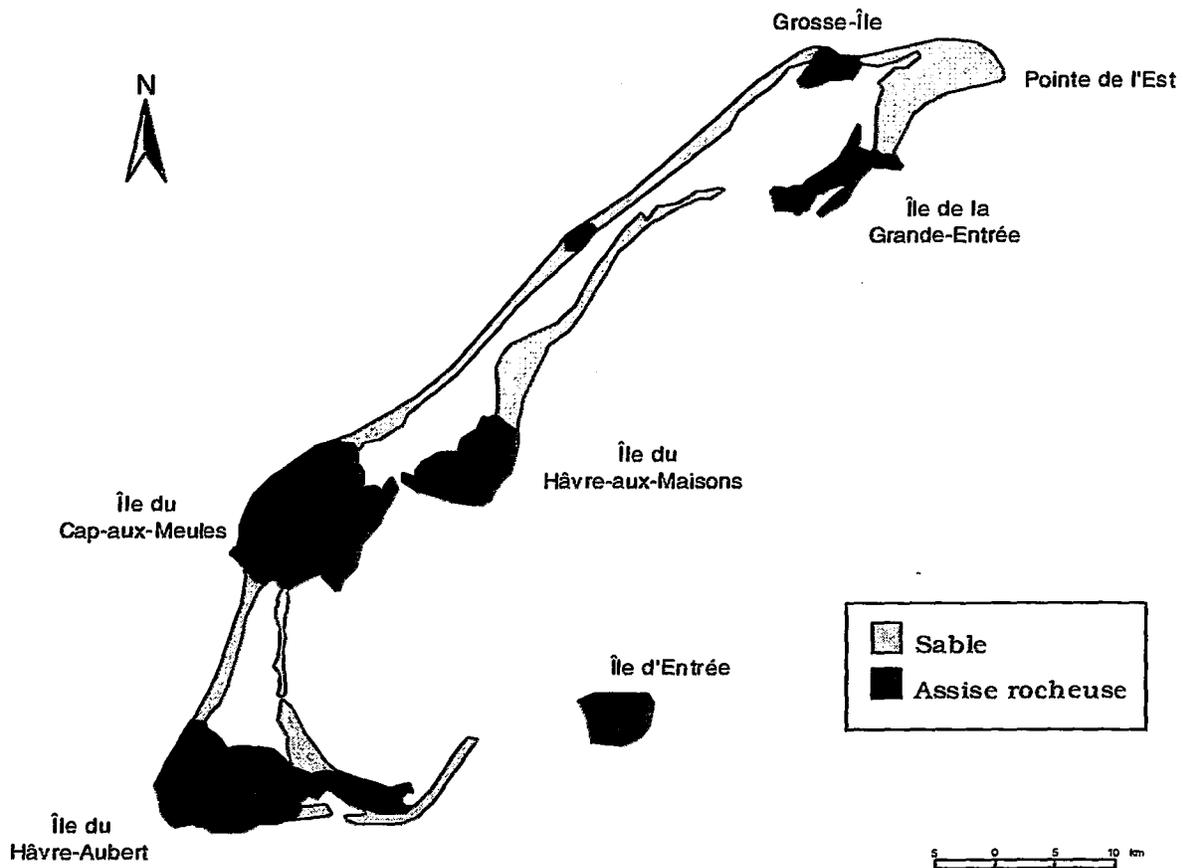
<i>Type</i>	<i>Symbole sur la Figure 7</i>	<i>Longueur (km)</i>	<i>Caractéristiques de la ligne de rivage*</i>	<i>Caractéristiques de la haute plage* et de l'estran*</i>	<i>Caractéristiques de la plate-forme sous-marine littorale</i>
Côte deltaïque	D	279	Régulière, sableuse, falaises présentes	Sableux (parfois gravier ou vase)	Régulière, 2-5 km de largeur, sableuse, peu d'îles
Côte à tombolos* associée à un delta	D,	675	Échancrée, sableuse entre les caps et rocheux sur les caps	Sableux entre les caps, rocheux sur les caps	Légèrement disséquée, 2-10 km de largeur, surtout rocheuse, peu d'îles
Côte morainique	M	80	Échancrée, dépôts meubles, falaises absentes	Dépôts meubles	Irrégulière, 0,5-3,5 km de largeur, peu d'îles
Côte à écueils	E	206	Échancrée, rocheuse, falaises absentes	Échancré, rocheux, fonds de baies sableux	Disséquée, 2-3 km de largeur, rocheuse, îles abondantes
Côte à rias* sableuses	R,	680	Échancrée, rocheuse, falaises absentes	Échancré, rocheux, fonds de baies sableux	Très disséquée, 4-8 km de largeur, rocheuse, îles nombreuses
Côte à rias	R	1466	Très échancrée, rocheuse, falaises absentes	Rocheux	Très disséquée, 5-12 km de largeur, rocheuse, îles nombreuses
Côte fortement tectonisée	T	1180	Extrêmement échancrée, rocheuse, falaises absentes	Rocheux	Extrêmement disséquée, rocheuse, îles extrêmement nombreuses, 2-4 km de largeur
Côte accore* rocheuse	A	198	Régulière, rocheuse, présence de falaises	Rocheux	Régulière, 0,2-6 km de largeur, îles absentes
Côte à cuestas*	C	290	Régulière, rocheuse, falaises du côté nord des îles de Mingan	Rocheux	4-5 km de largeur

Source : Dubois (1980)



Source : Adapté de Dubois (1980).

Figure 7. Distribution des environnements côtiers le long de la Côte-Nord



Source : Adapté de Owens et McCann (1980).

Figure 8. Les îles de la Madeleine

2.2 Hydrologie et hydrodynamique

En plus de la topographie décrite à la section précédente, les principaux facteurs qui régissent l'hydrodynamique* du golfe du Saint-Laurent sont les apports d'eau douce, les marées, les conditions atmosphériques, la force de Coriolis* et les conditions océanographiques dans la partie nord-ouest de l'Atlantique. Plusieurs revues bibliographiques sur l'océanographie physique du golfe du Saint-Laurent ont déjà été faites. Parmi les plus récentes, on peut citer l'article de Koutitonsky et Bugden (1991), le rapport de l'atelier de travail sur l'océanographie physique du golfe (Leblond *et al.*, 1991) ainsi que le rapport de Koutitonsky et Gratton (1994). Il est important de garder à l'esprit que, d'un point de vue hydrodynamique, les différentes parties du golfe du

Saint-Laurent sont en interactions et que celui-ci doit par conséquent être appréhendé comme un système dynamique non-linéaire dont la complexité dépasse celle de toutes ses parties (Leblond *et al.*, 1991).

2.2.1 Apports d'eau douce

Le golfe du Saint-Laurent reçoit les eaux douces de trois principales sources : 1) le fleuve Saint-Laurent et les autres tributaires qui se jettent dans l'estuaire* du Saint-Laurent; 2) les cours d'eau qui débouchent directement dans le golfe; 3) les précipitations directes sur le golfe (pluie, neige).

Le débit mensuel moyen d'eau douce du fleuve Saint-Laurent dans la section Québec-Lévis est très variable selon la saison, passant d'environ $10\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en fin d'été à $17\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ au début du printemps (Koutitonsky, 1979). Par son débit moyen, le fleuve Saint-Laurent se classe au 14^{ième} rang mondial (d'Anglejan et Smith, 1973). Le débit annuel moyen d'eau douce à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent est estimé à $15\,900\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (Koutitonsky et Bugden, 1991).

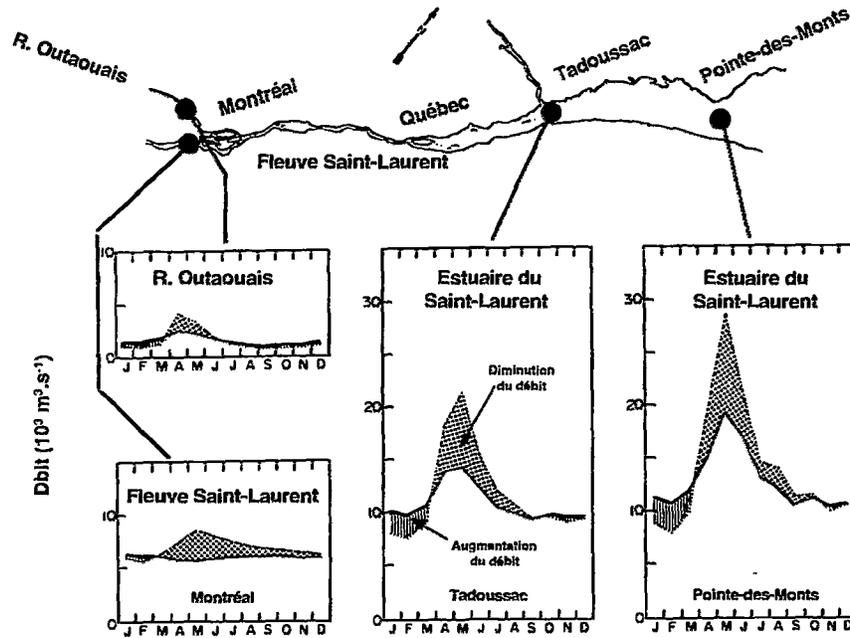
La crue a lieu en mai et juin (maximum de $23\,640\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) et l'étiage*, en février et mars (minimum de $13\,282\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$). Le débit diminue fortement durant l'été puis augmente légèrement suite aux précipitations de l'automne (Tableau 2). Tous les tributaires du golfe suivent sensiblement la même évolution saisonnière. La comparaison du débit réel (mesuré) avec le débit naturel (estimé) à différentes sections du Saint-Laurent indique que l'aménagement de barrages hydroélectriques (harnachement) sur quelques tributaires importants a considérablement atténué les variations saisonnières, avec en particulier une diminution significative du débit maximal observé dans l'estuaire au printemps (Figure 9). Neu (1975) estime qu'à partir de 1970, l'amplitude des fluctuations saisonnières a été réduite de 50 p. 100. Le débit d'eau douce qui arrive dans le golfe par l'estuaire du Saint-Laurent montre aussi de fortes variations interannuelles lorsque les valeurs sont compilées sur une période couvrant plusieurs décennies (Figure 10). Ces variations du débit annuel sont attribuables à la variabilité naturelle des précipitations sur l'ensemble du bassin versant* (bassin de drainage) du fleuve Saint-Laurent.

Tableau 2
Débits mensuels et annuels moyens ($m^3 \cdot s^{-1}$) d'eau douce des tributaires du golfe du
Saint-Laurent et bilan net des échanges d'eau douce à la surface du golfe

<i>Mois</i>	<i>estuaire du Saint-Laurent à la hauteur de Pointe- des-Monts</i>	<i>Tributaires de la Moyenne- et Basse- Côte-Nord</i>	<i>Autres tributaires du golfe</i>	<i>Total des tributaires</i>	<i>Bilan net des échanges d'eau douce à la surface du golfe¹</i>
Janvier	13 878 ± 1 859	856 ± 52	210 ± 11	14 944 ± 1 860	-500
Février	13 282 ± 1 377	724 ± 46	190 ± 11	14 196 ± 1 378	100
Mars	13 550 ± 2 337	641 ± 44	229 ± 18	14 420 ± 2 338	6 800
Avril	15 876 ± 3 112	1 169 ± 96	772 ± 62	17 817 ± 3 114	7 900
Mai	23 641 ± 3 812	6 822 ± 422	1 907 ± 13	32 370 ± 3 838	6 300
Juin	22 163 ± 4 010	7 039 ± 489	761 ± 44	29 963 ± 4 040	5 500
Juillet	16 766 ± 2 511	2 804 ± 183	308 ± 20	19 878 ± 2 518	5 700
Août	14 658 ± 1 825	2 206 ± 141	271 ± 18	17 135 ± 1 830	4 300
Septembre	13 990 ± 1 428	2 320 ± 160	255 ± 18	16 565 ± 1 437	3 000
Octobre	14 068 ± 1 591	2 738 ± 174	394 ± 28	17 200 ± 1 601	2 300
Novembre	14 404 ± 2 006	2 113 ± 134	412 ± 24	16 929 ± 2 010	3 800
Décembre	14 426 ± 1 885	1 451 ± 89	367 ± 21	16 244 ± 1 887	900
Moyenne annuelle	15 892 ± 4 114	2 574 ± 2 181	506 ± 485	18 972 ± 6 421	3 840

Sources : Koutitonsky et Bugden (1991), pour les débits, et Bugden (1981), pour le bilan.

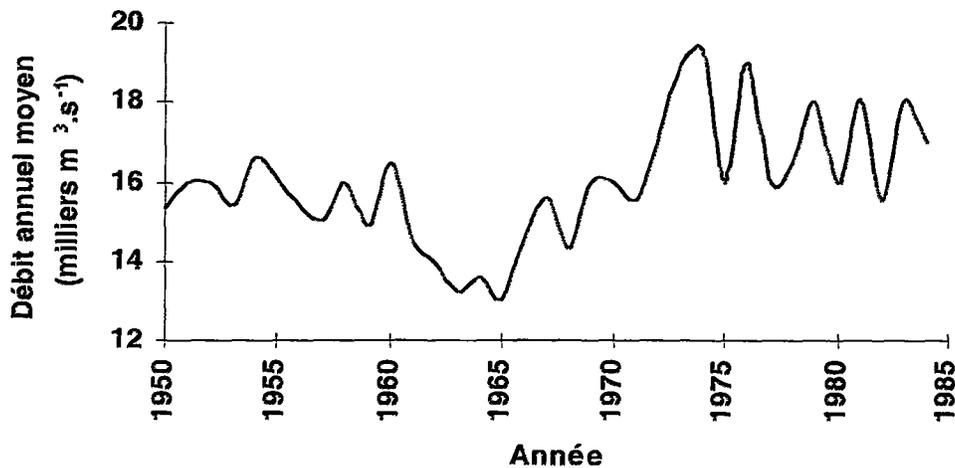
¹ : Le bilan net est égal aux précipitations moins l'évaporation, moins la formation de glace.



Le trait plein correspond au débit réel, alors que le trait pointillé correspond au débit naturel.

Source : Adapté de Dickie et Trites (1983).

Figure 9 Régularisation du débit d'eau douce à différentes sections le long du Saint-Laurent due au harnachement de certains cours d'eau du bassin versant



Source : Adapté de Koutitonsky et Bugden (1991).

Figure 10. Évolution temporelle du débit annuel moyen ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) de l'estuaire du Saint-Laurent au niveau de Pointe-des-Monts.

Le débit combiné de tous les autres tributaires qui se jettent directement dans le golfe est cinq fois moins élevé ($3\,080\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) que celui de l'estuaire du Saint-Laurent à Pointe-des-Monts. Les principaux tributaires (bassin versant $> 10\,000\text{ km}^2$) sont les rivières Ristigouche et Miramichi, dans la partie ouest du golfe, et les rivières Moisie, Romaine, Natashquan et du Petit Mécatina, sur la Côte-Nord. Ces tributaires ne sont pas harnachés et montrent de très fortes fluctuations saisonnières de débit avec une crue combinée de $8\,729\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en mai et un étiage* combiné de $870\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en mars (Koutitonsky et Bugden, 1991).

Le bilan annuel des échanges d'eau entre le golfe et l'atmosphère, tel que calculé par Bugden (1981), indique que les apports annuels nets d'eau douce à la surface du golfe sont du même ordre de grandeur que ceux des tributaires, en excluant l'estuaire du Saint-Laurent, soit $3\,840\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Ce bilan correspond à la différence entre les apports par les précipitations (pluie, neige) et les pertes par évaporation et par formation de glace. Le bilan net est très variable selon la saison; il atteint un maximum en avril ($7\,900\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) alors qu'en janvier, ce bilan est légèrement négatif, car la perte d'eau douce attribuable à la formation de la glace est supérieure aux précipitations (Tableau 2).

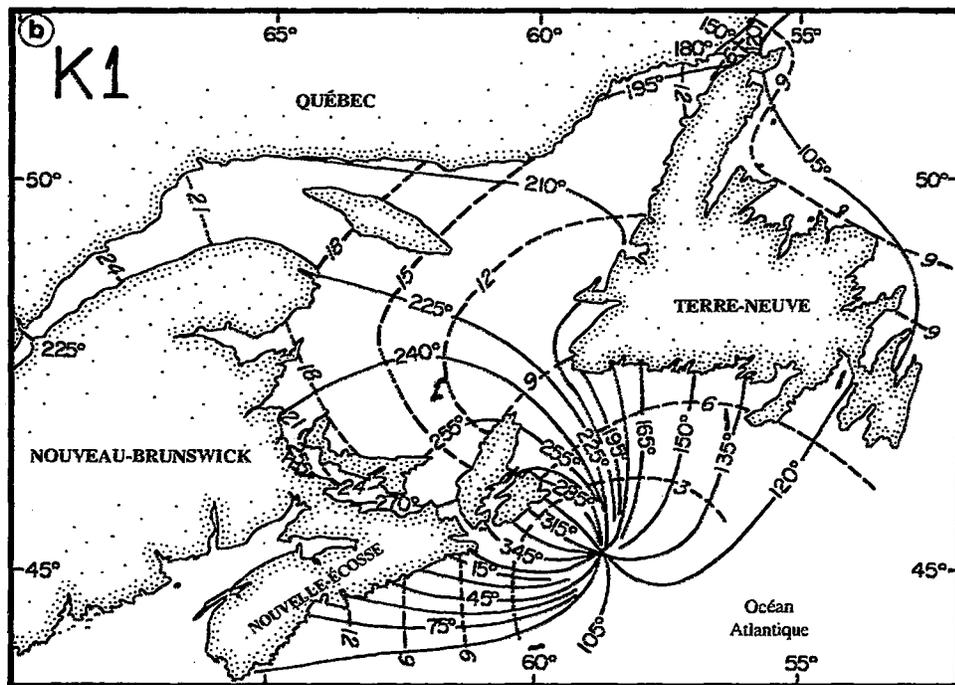
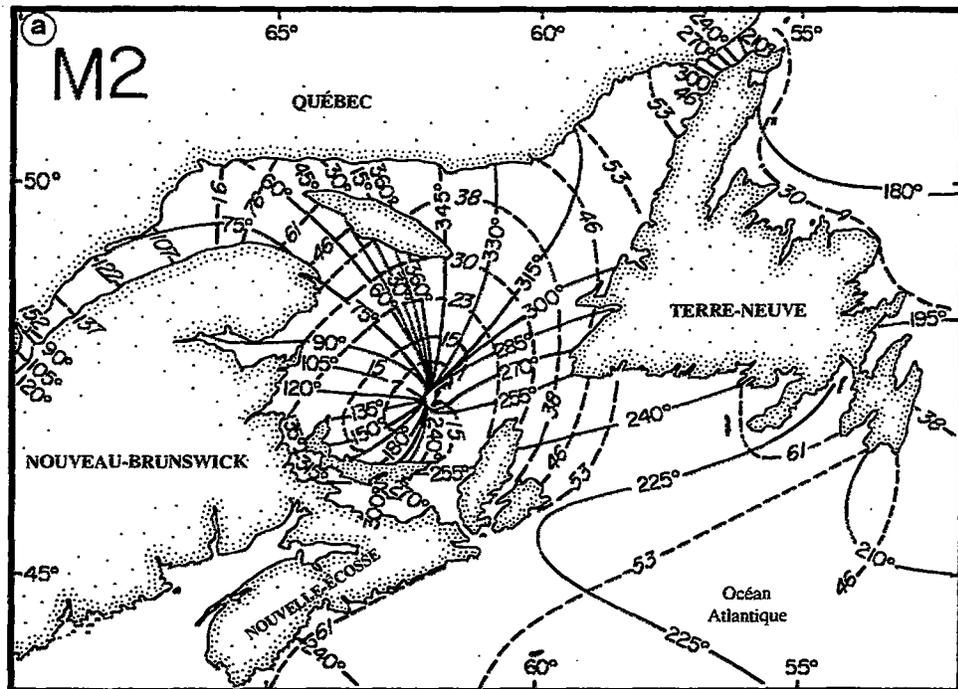
2.2.2 Marées

Les caractéristiques des marées dans le golfe sont déterminées en grande partie par la propagation de deux composantes harmoniques dues à l'action de la Lune. D'une part, l'onde de marée semi-diurne* (notée M_2) pénètre dans le golfe par le détroit de Cabot et s'y propage dans le sens anti-horaire autour d'un point situé près de la côte nord-ouest des îles de la Madeleine (Figure 11a). L'amplitude de cette composante augmente dans toutes les directions à partir de ce point. D'autre part, l'onde de marée diurne* (notée K_1) se propage à partir d'un point situé à l'extérieur du golfe, au large de l'île du Cap-Breton. Elle pénètre en oblique dans le détroit de Cabot et progresse dans le golfe du nord-est au sud-ouest vers le plateau Madelinien et est accompagnée d'une légère amplification (Figure 11b). L'onde lunaire M_2 domine largement toutes les autres composantes de la marée dans le système d'étude; les cartes des autres ondes de marée (notées S_2 , N_2 , K_2 et O_1) ressemblent à l'une ou l'autre des cartes correspondant aux ondes M_2 et K_1 (Godin, 1979).

Lors des marées de vives-eaux* qui ont lieu deux fois par mois, la composante semi-diurne domine la composante diurne sur presque toutes les côtes du golfe. On assiste alors à deux oscillations complètes du niveau de l'eau par jour lunaire (25,6 heures), excepté dans la partie sud du golfe où il n'y a qu'une seule oscillation complète. Lors des marées de mortes-eaux* (2 fois par mois), la composante semi-diurne ne domine la composante diurne que dans la partie nord-ouest du golfe. Ailleurs, on n'assiste qu'à une seule oscillation par jour lunaire.

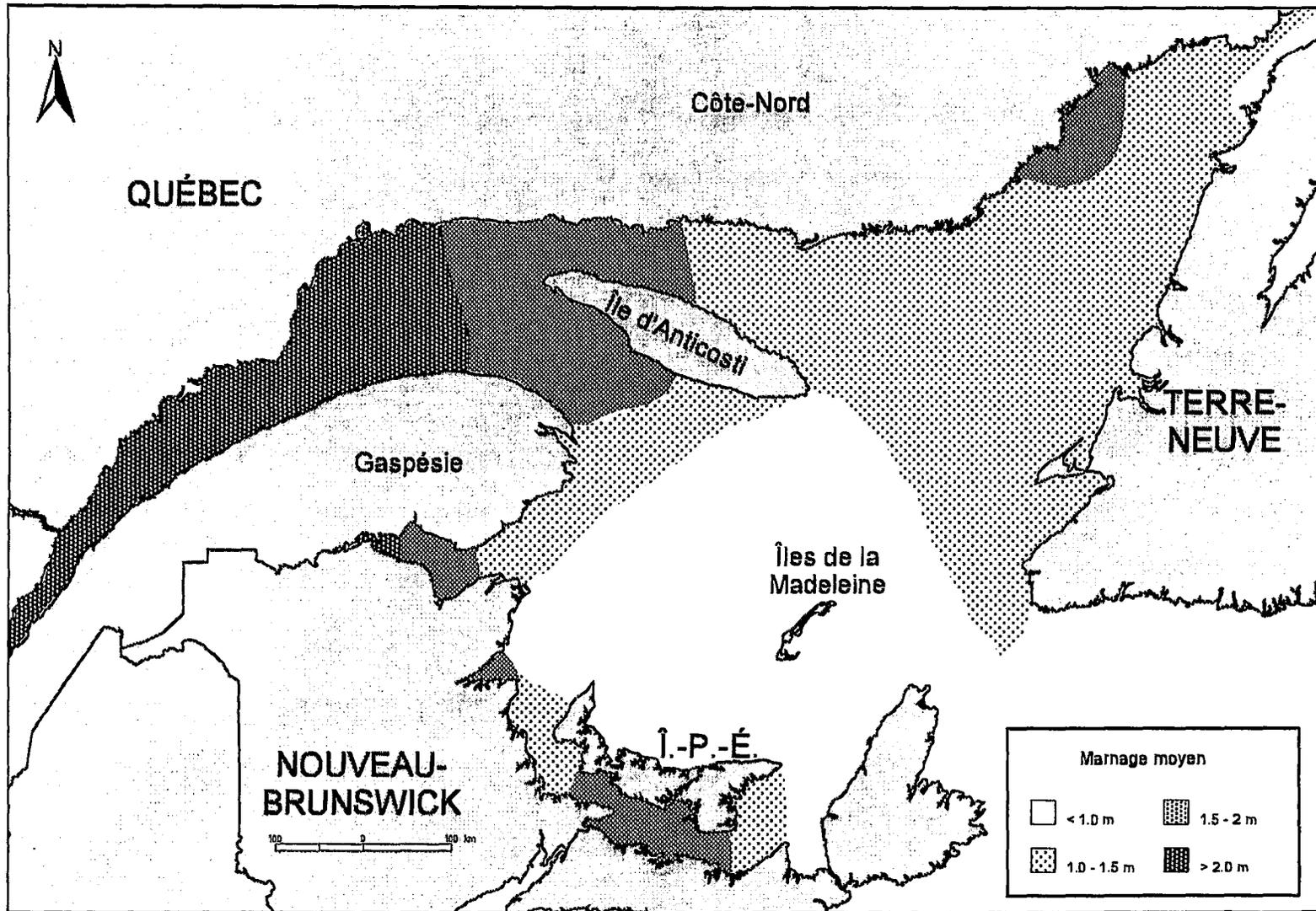
Le marnage* moyen aux îles de la Madeleine n'est que de 0,6 à 0,7 m, mais il augmente dans toutes les directions à partir du plateau Madelinien. Il dépasse 2,0 m dans les zones les plus fermées, comme la partie amont de la baie des Chaleurs et à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent (Figure 12).

La puissance produite par la marée a été calculée aux points d'entrée du golfe du Saint-Laurent par Godin (1979). Selon cet auteur, la puissance donne une idée de l'ordre de grandeur de l'énergie produite par la marée dans le golfe. La puissance totale se compose de la puissance pulsative qui reflète l'effet du frottement et le retard des forces de marées, c'est-à-dire une perte à l'intérieur du système, et de la puissance alternative qui se transforme alternativement en énergie cinétique ou potentielle et qui elle, est restituée à l'océan à chaque cycle de marée. Le tableau 3 présente des estimations de ces puissances en utilisant des paramètres moyens pour le courant de marée dû à l'onde M_2 . Les puissances pulsatives injectées dans les détroits de Belle-Isle et de Cabot sont dissipées entièrement dans le système du Saint-Laurent. Cette puissance décroît progressivement du golfe vers l'amont de l'estuaire du Saint-Laurent, à cause de la diminution de l'onde M_2 . Par ailleurs, les puissances qui pénètrent par le détroit de Belle-Isle sont environ 10 fois plus faibles que celles qui pénètrent par le détroit de Cabot, confirmant que ce dernier a une importance beaucoup plus grande sur le comportement global du golfe du Saint-Laurent. Comme le montrent aussi les cartes de marées (Figure 11), le détroit de Belle-Isle n'a qu'une influence locale sur ce système.



Source: Adapté de Farquharson (1970)

Figure 11. Ondes de marées semi-diurne M_2 (a) et diurne K_1 (b) dans le système du Saint-Laurent. Les amplitudes (traits pointillés) sont en centimètres et les phases (traits pleins) sont en degrés et sont mesurées dans le fuseau horaire de Greenwich (heure GMT).



Source : Adapté de MPO (1995)

Figure 12. Marnage moyen attribuable aux marées dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent

2.2.3 Conditions atmosphériques

La température moyenne de l'air dépasse généralement 0 °C vers la fin mars dans le sud-ouest du golfe et au cours du mois d'avril, dans le nord. Les températures maximales de l'air sont atteintes en août (18 °C dans le détroit de Northumberland et 12 °C dans le détroit de Belle-Isle) alors que les températures sous le point de congélation apparaissent sur la Côte-Nord en novembre et s'étendent au reste du golfe en décembre (Vigeant, 1984).

Les conditions climatiques sont influencées par les effets de la masse d'air polaire continentale, dont le front sud se déplace périodiquement au-dessus du golfe du Saint-Laurent. Le passage de dépressions cycloniques le long de ce front a des effets marqués sur la circulation des eaux. Les tempêtes se déplacent le long de tracés préférentiels qui varient selon la saison (Figure 13). En été, les deux tracés préférentiels sont situés, l'un au nord du golfe (tempêtes nordiques) et l'autre centré sur le golfe (tempêtes du sud).

Tableau 3
Puissance induite par l'onde de marée M_2 , calculée pour diverses sections du golfe du Saint-Laurent

Section	Largeur (m)	Profondeur (m)	Hauteur de marée (m)	Courant de marée (m.s ⁻¹)	Déphasage (degré)	Puissance (x 10 ⁶ kw)	
						pulsative	alternative ¹
Détroit de Belle-Isle	18 300	55	0,37	0,50	-56°	0,51	0,76
Détroit de Cabot	109 800	300	0,38	0,18	62°	5,18	9,75
Pointe-des-Monts	51 820	223	1,16	0,18	-69°	4,24	11,04
Tadoussac (estuaire du Saint-Laurent)	37 100	28	1,56	0,69	-51°	3,45	4,26

Source : Adapté de Godin (1979)

¹ : Valeurs absolues de la puissance alternative, indépendamment de la direction vers laquelle elle est dirigée.

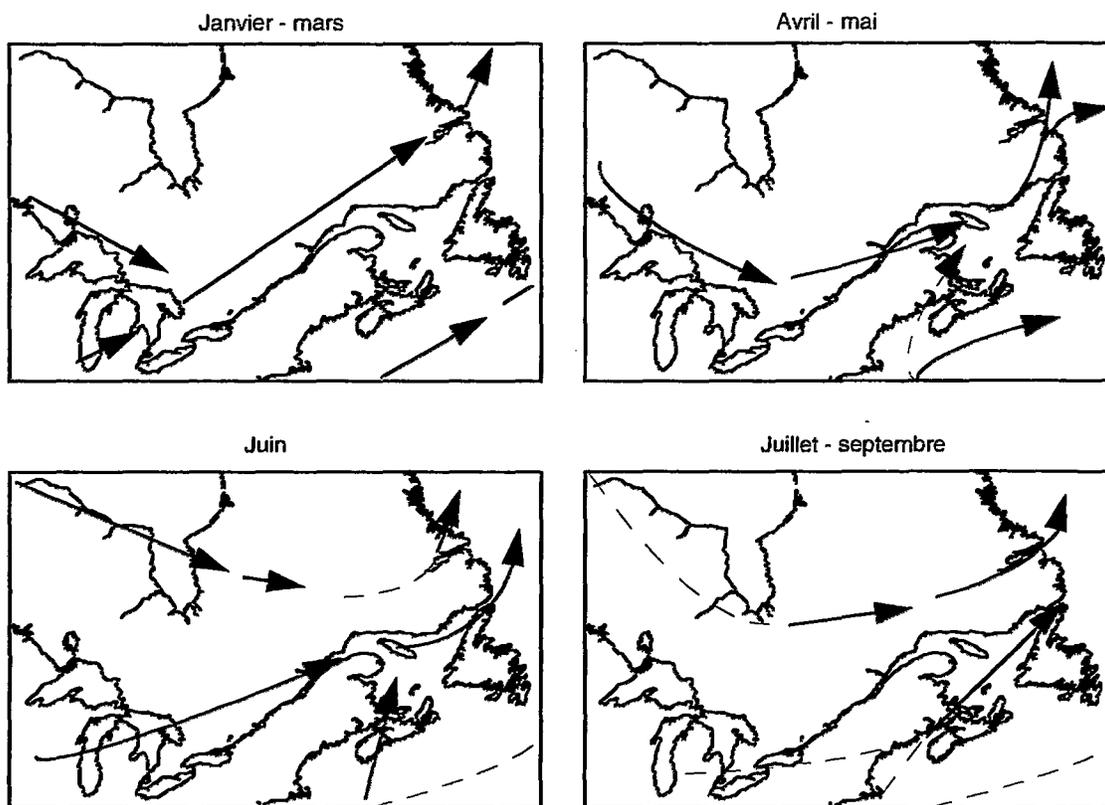
Sur l'ensemble du golfe les vents soufflent du nord-ouest en hiver, du nord au printemps, du sud-ouest en été et de l'ouest en automne (Figure 14). On note également que les vents sont beaucoup plus intenses en hiver et sont généralement faibles en été.

2.2.4 Caractéristiques et circulation des masses d'eau

En été, la colonne d'eau du golfe est fortement stratifiée et on retrouve trois masses d'eau distinctes et superposées : 1) une couche d'eau superficielle de 30 à 50 m d'épaisseur, relativement chaude (11 - 18 °C) et montrant de grandes variations de la salinité (27 - 32); 2) une couche d'eau intermédiaire qui s'étend de 30 - 50 m à 125 m de profondeur environ, glaciale (-1 à -2 °C) et plus salée (32 à 33); 3) une couche profonde à partir de 125 m de profondeur environ, plus chaude (2 - 6 °C) et plus salée (33 - 35) que la couche intermédiaire (Figure 15).

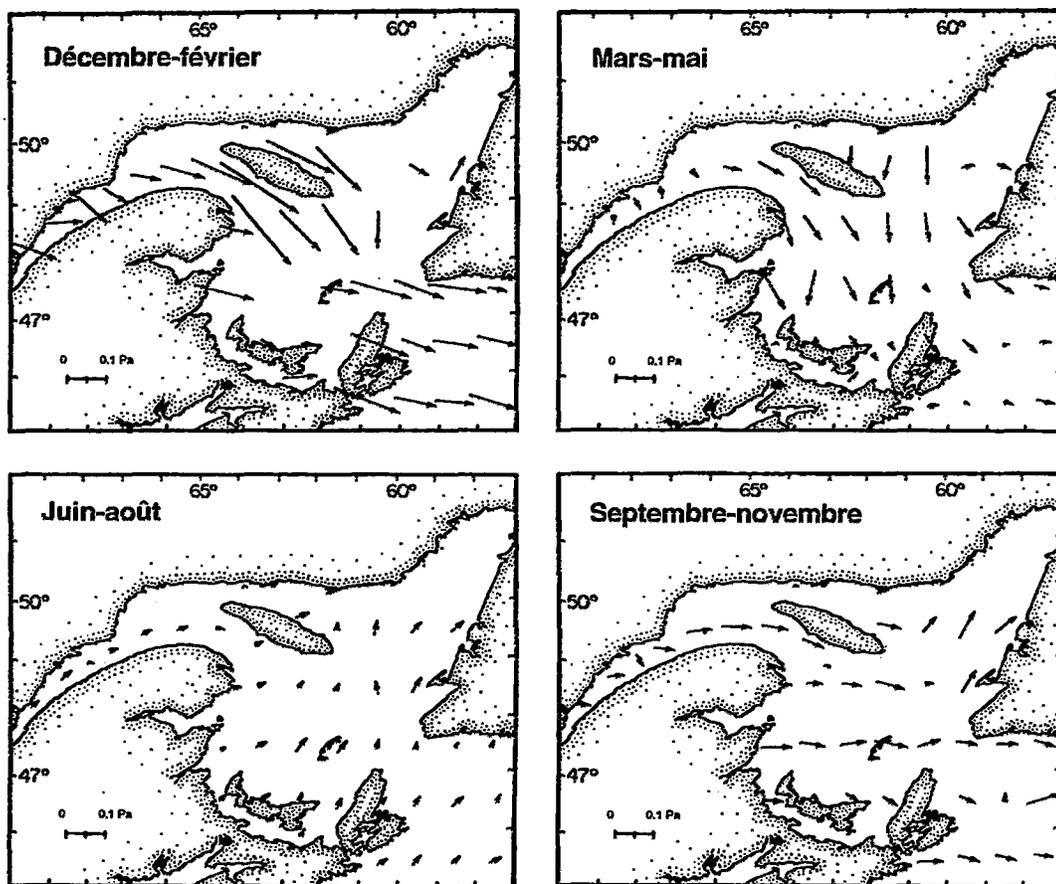
Suite au mélange hivernal, les eaux de la couche intermédiaire se forment à une température proche du point de congélation pour une salinité de 32,5 (Banks, 1966). Comme les apports d'eau douce et le réchauffement printanier n'affectent que les 30 à 50 premiers mètres de la colonne d'eau, les eaux sous-jacentes (< 50 m) se trouvent alors isolées des eaux superficielles dès le printemps et durant l'été et l'automne (Figure 16). Cela explique la présence d'une couche intermédiaire qui conserve ses propriétés hivernales même en été.

La couche d'eau profonde est formée par le mélange des eaux du courant du Labrador avec les eaux de la pente du plateau continental au large du détroit de Cabot. Ces eaux confinées aux profondeurs du chenal Laurentien ne sont pas affectées par des variations saisonnières de température et de salinité. Toutefois, on y observe des variations de température à plus long terme (sur des périodes de quelques décennies) qui atteignent 2 °C. Ces variations sont attribuables à des proportions différentes entre le courant du Labrador et les eaux du nord-ouest de l'Atlantique qui se mélangent à l'entrée du chenal Laurentien, à des profondeurs de 200 à 300 m (Bugden, 1991).



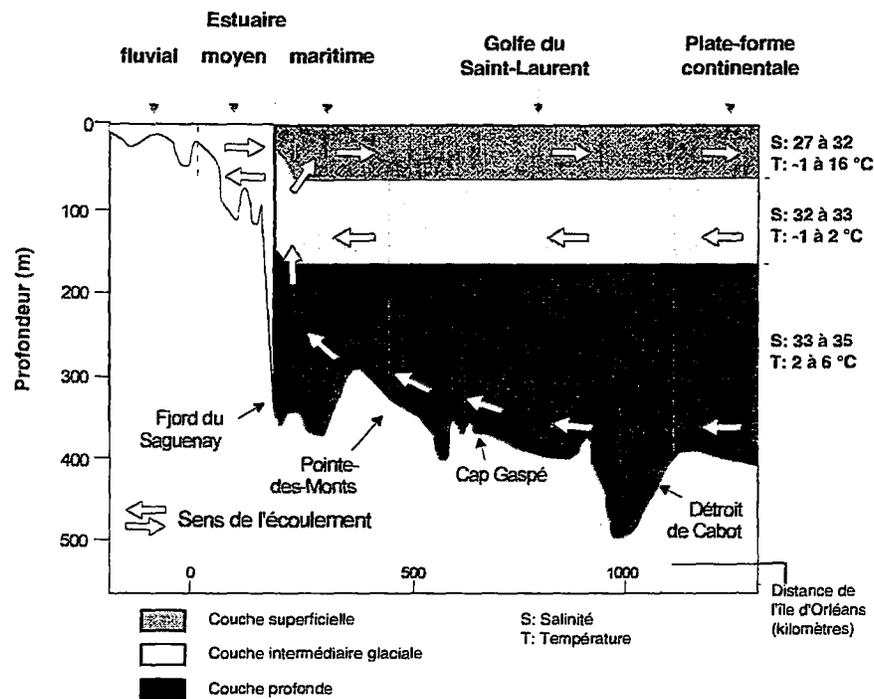
Source: Adapté de Murty (1984).

Figure 13. Tracés préférentiels saisonniers des fortes tempêtes (traits pleins) et des tempêtes secondaires (traits pointillés) au-dessus du golfe du Saint-Laurent.



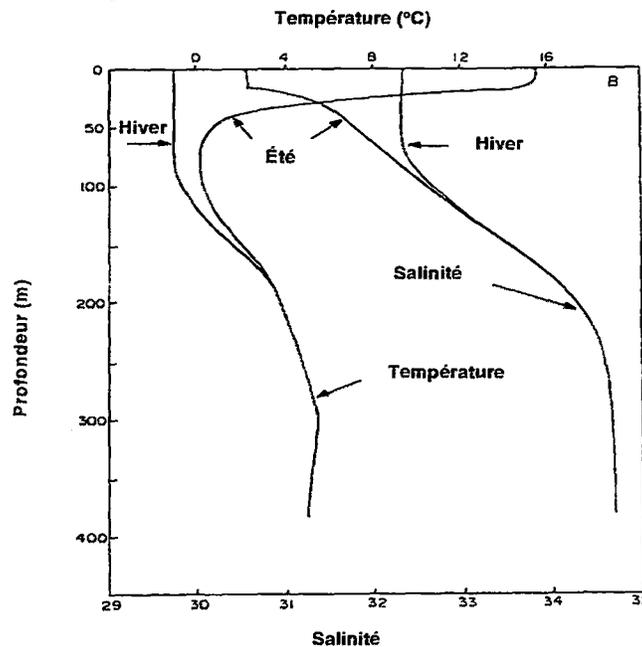
Source : Adapté de Saunders (1977)

Figure 14. Distribution saisonnière du stress éolien moyen (force des vents, Pa) dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent établie à partir d'observations faites sur des navires



Source : Adapté de Dickie et Trites (1983).

Figure 15. Distribution estivale des masses d'eau le long d'une section longitudinale de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent



Source : Adapté de Trites (1972)

Figure 16. Profils verticaux typiques de température et de salinité en hiver et en été dans le golfe du Saint-Laurent

Dans son ensemble, le golfe est caractérisé par une circulation estuarienne : un transport net dirigé vers l'aval en surface et vers l'amont en profondeur. Les eaux douces provenant du fleuve Saint-Laurent et des tributaires se mélangent avec les eaux salées dans l'estuaire du Saint-Laurent sous l'effet des marées de grande amplitude. À l'embouchure de l'estuaire, les eaux douces qui entraînent avec elles un volume 20 à 30 fois plus important d'eaux salées sortent de l'estuaire en surface, le long de la rive sud, alors que des volumes équivalents d'eau salée sont transportés du golfe vers l'estuaire surtout au niveau de la couche intermédiaire. Le bilan du transport des masses d'eau dans le système du Saint-Laurent est résumé à la Figure 17. Les masses d'eaux qui transitent par le détroit de Cabot sont de loin les plus importantes de ce système en terme de débit. Le volume d'eau saumâtre qui sort du golfe se fait en surface du côté de la Nouvelle-Écosse alors que l'entrée d'eau salée se fait surtout au niveau de la couche intermédiaire glaciale du côté de Terre-Neuve (Figure 17).

Les échanges au niveau du détroit de Belle-Isle sont beaucoup moins importants et consistent en une entrée nette d'eau côtière du Labrador qui contribue en moyenne pour 35 p. 100 à la formation de la couche d'eau intermédiaire glaciale retrouvée dans le golfe (Petrie *et al.*, 1988).

La circulation nette au niveau de la couche profonde est très lente. Bugden (1991) évalue que ces eaux pénètrent dans le golfe à une vitesse de l'ordre de 150 à 200 km par an et n'atteignent la tête du chenal Laurentien que plusieurs années plus tard.

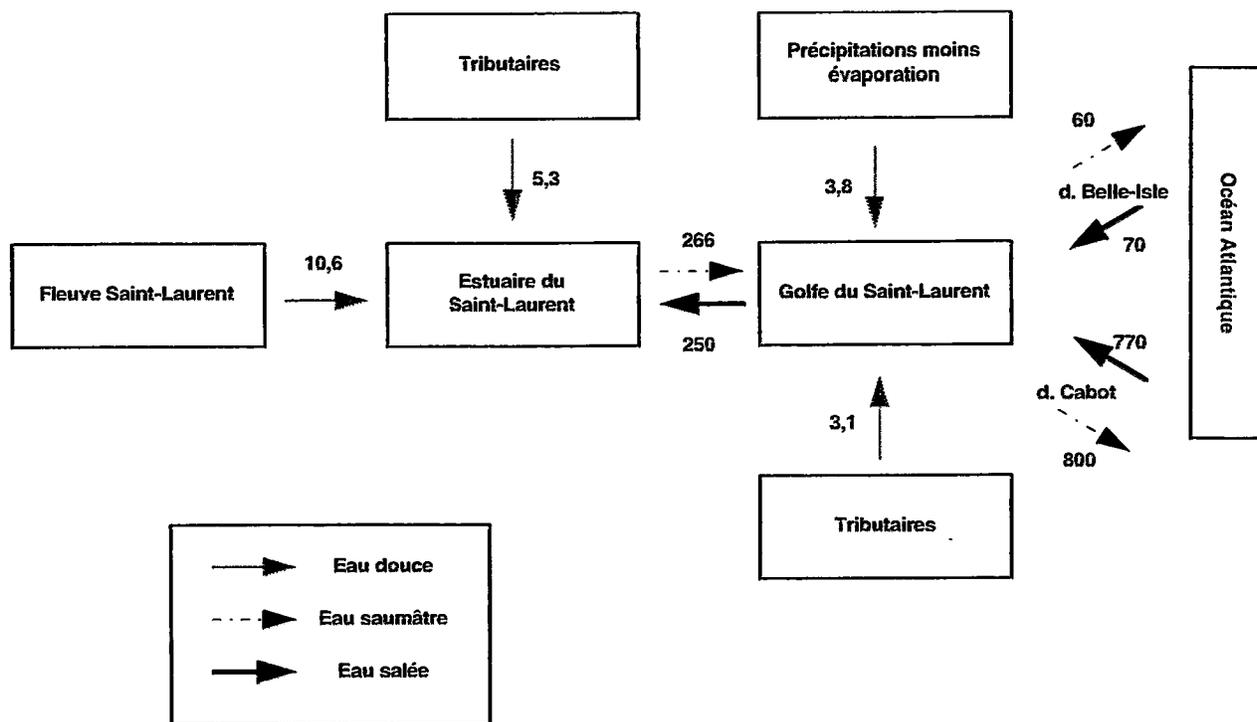


Figure 17. Bilan du transport des masses d'eau (débits en milliers de $m^3 \cdot s^{-1}$) dans le système du Saint-Laurent

2.2.5 Caractéristiques et circulation des eaux de surface

La figure 18 présente les températures mensuelles moyennes des eaux de surface dans le golfe et la figure 19 présente les salinités saisonnières moyennes des eaux de surface mesurées pour des années de forte et de faible décharge en eau. En hiver, la température de l'eau dans l'ensemble du golfe est inférieure à $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ alors que la salinité atteint partout des valeurs maximales (30 à 32). Au printemps, l'augmentation des apports d'eau douce et le réchauffement atmosphérique progressif du sud vers le nord intensifient les gradients de salinité et de température dans le golfe. En été, généralement au début du mois d'août, la température de l'eau de surface atteint des valeurs maximales partout et on observe des gradients de température décroissants du sud vers le nord, accru en partie par les remontées d'eaux plus froides le long de

la Côte-Nord (voir la section 2.2.6). Les salinités sont légèrement plus basses en été qu'au printemps parce que la stratification thermique confine l'eau douce dans une couche plus mince (Figure 19). Lors des années de forte décharge en eau douce, l'isohaline* de 29 atteint les îles de la Madeleine et le détroit de Cabot en août alors qu'elle demeure confinée dans la partie ouest du golfe durant les années de faible décharge en eau douce. Cette variabilité annuelle de la colonne d'eau au-dessus du plateau Madelinien affecte de façon significative la production biologique de cette région du golfe (Sutcliffe, 1973; Bugden *et al.*, 1982; Sinclair *et al.*, 1986). En automne, les effets de la crue printanière s'estompent et la salinité augmente, tandis que les températures diminuent à la suite du refroidissement atmosphérique.

Depuis la fin des années 1980, le golfe du Saint-Laurent ainsi qu'une grande partie de la côte Atlantique canadienne connaissent un refroidissement marqué du climat. De 1989 à 1994, la température de l'air au-dessus du golfe en hiver a été beaucoup plus basse que la normale (MPO, 1995). Les températures hivernales anormalement froides sont reliées aux forts vents du nord-ouest qui ont poussé vers le sud des masses d'air en provenance de l'Arctique. Le refroidissement du climat a eu pour conséquences une augmentation du couvert de glace en hiver, une disparition tardive des glaces au printemps, un refroidissement de la couche d'eau intermédiaire en été et une augmentation de l'étendue avec laquelle cette masse d'eau glaciale est en contact avec le fond dans le sud du golfe en été. Selon Gilbert et Pettigrew (1996), depuis 1986, les températures de la couche d'eau intermédiaire sont systématiquement plus froides que la normale. De plus, depuis 1945, c'est au cours de la période 1990-1995 que ces températures ont été les plus froides.

Il existe dans le golfe une circulation cohérente sur une échelle de centaines de kilomètres et sur des périodes de 20 jours et plus. Cette circulation moyenne est assez bien connue dans l'ensemble, même si sa variabilité saisonnière et les facteurs qui la contrôlent sont encore mal compris (Leblond *et al.*, 1991). La figure 20 présente le patron typique de la circulation des eaux de surface dans le golfe du Saint-Laurent. Les principaux éléments de cette circulation sont les suivants : 1) une circulation cyclonique (sens anti-horaire) sur l'ensemble du golfe; 2) un courant permanent et très intense le long de la côte nord de la Gaspésie : le courant de Gaspé; 3) un autre courant intense qui sort du golfe du côté sud du détroit de Cabot; 4) une gyre

cyclonique permanente entre Pointe-des-Monts et l'extrémité ouest de l'île d'Anticosti. De plus, plusieurs gyres cycloniques et anticycloniques de 20 à 100 km de diamètre pourraient également se produire dans la partie nord-est du golfe, mais leur mise en évidence reste encore discutée (Koutitonsky et Bugden, 1991).

Ce patron de circulation suggère qu'une partie importante des eaux de surface est recyclée à l'intérieur du golfe. Trites (1972) a estimé que le temps de résidence moyen des eaux de surface dans le golfe était de l'ordre de 6 à 8 mois. Quant à la crue printanière observée en mai dans l'estuaire du Saint-Laurent, elle n'est ressentie qu'en août dans le détroit de Cabot avec un courant de sortie maximal de $32 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ du côté de l'île du Cap-Breton (El-Sabh, 1976). Les courants de marée, qui se superposent à la circulation nette décrite à la figure 21, dépassent rarement $30 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ dans le golfe, à l'exception des secteurs confinés comme le détroit de Northumberland, les barachois et les embouchures des tributaires.

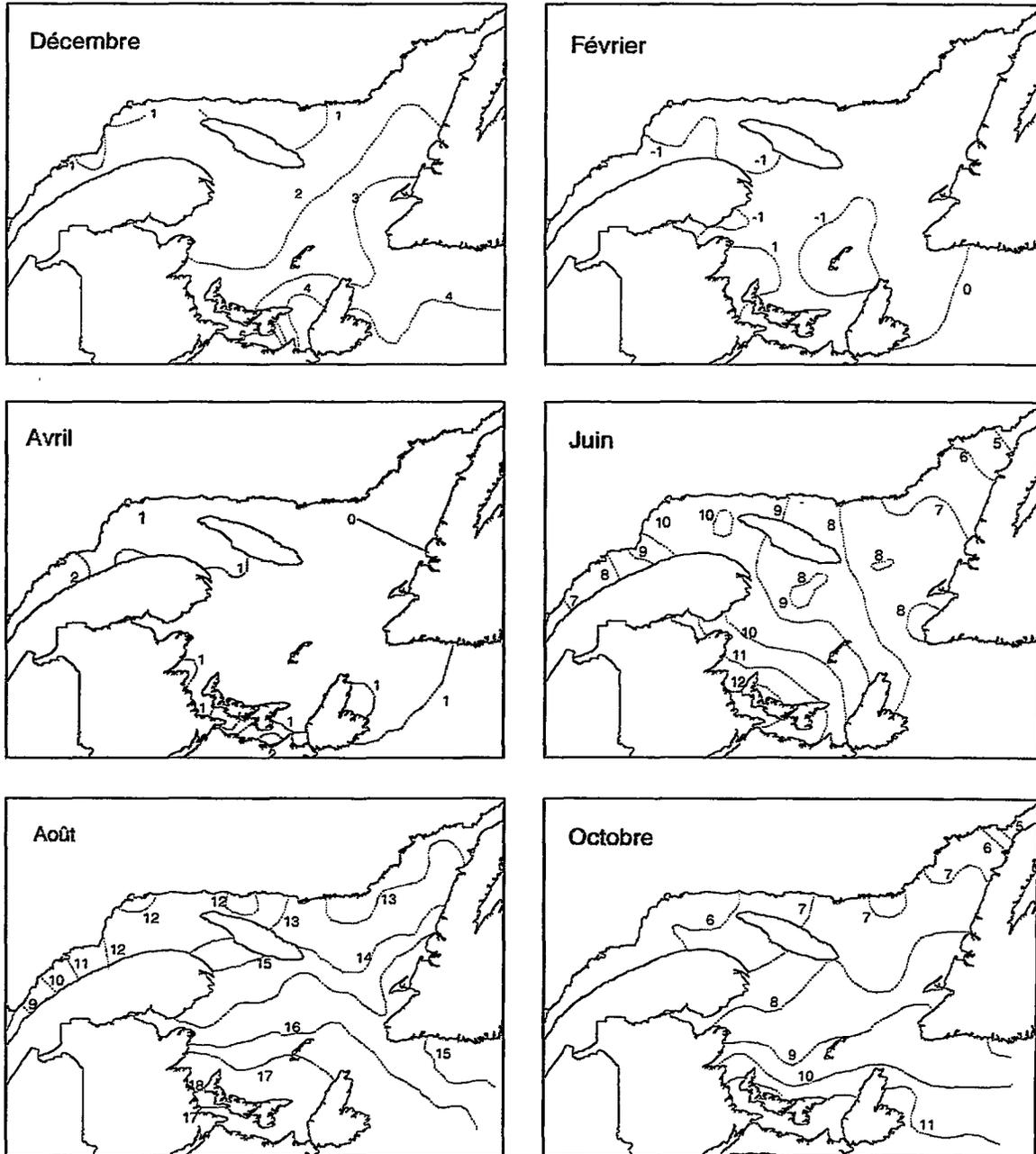
Le courant de Gaspé est constitué en partie par les eaux de surface qui sortent de l'estuaire du Saint-Laurent en longeant la rive nord de la péninsule gaspésienne et il est renforcé par une gyre cyclonique permanente située dans la partie nord-ouest du golfe : la gyre d'Anticosti (Figure 21). Le courant de Gaspé, dont la largeur est d'environ 15 à 20 km et la profondeur de 40 à 50 m, atteint sa vélocité maximale ($100 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) près de Mont-Louis, en Gaspésie. Ce courant transporte en moyenne $300\,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ d'eau douce et salée vers le sud du golfe (Bugden, 1981). Bien qu'il soit permanent, son intensité est très variable et des mouvements ondulatoires importants associés à des variations au niveau des apports d'eau douce et des vents sont régulièrement observés (Tang, 1980; Mertz *et al.*, 1988). En automne et particulièrement lors des années de faible décharge en eaux douces, l'action du vent provoque également un déplacement du courant vers le large (Benoît *et al.*, 1985; Mertz et El-Sabh, 1989).

2.2.6 Remontées d'eau («upwellings»)

En été, la couche d'eau superficielle du golfe est isolée de la couche intermédiaire glaciale par une thermocline* (Figure 16) qui limite les échanges entre les deux couches d'eau. Cependant, selon Bugden (1981), 63 p. 100 de l'eau qui sort par le détroit de Cabot de mars à octobre provient des remontées d'eau (appelées aussi « upwellings ») induites dans l'estuaire et le

golfe du Saint-Laurent. Ces phénomènes très localisés sont importants pour l'océanographie côtière du golfe, car ils peuvent influencer les processus biologiques (Rose et Leggett, 1988; Hudon *et al.*, 1991). Les cartes thermiques obtenues à partir des images satellites permettent maintenant d'observer facilement les remontées d'eau, celles-ci étant plus froides que l'eau de surface de la région considérée (El-Sabh *et al.*, 1989).

La remontée d'eau profonde le long des côtes est un phénomène épisodique relié à la direction et à la force des vents. Sous l'effet de la force de Coriolis*, les vents intenses et persistants qui soufflent parallèlement à une côte ont pour effet de pousser les eaux de surface vers la droite par rapport à la direction du vent. Par conséquent, sur les côtes situées au nord d'un plan d'eau, un vent d'ouest pousse les eaux de surface vers le large ce qui engendre, par un phénomène compensatoire, une remontée d'eau profonde près de la côte. À l'inverse, un vent d'est accumulera les eaux de surface contre la rive. Puisque les vents dominants dans le golfe soufflent de l'ouest, c'est surtout sur les côtes situées au nord des plans d'eau que l'on observe des upwellings, soit : sur l'ensemble de la Côte-Nord et le long de la rive sud de l'île d'Anticosti (Bugden, 1981; Koutitonsky et Bugden, 1991), le long de la rive nord de la baie des Chaleurs (Lambert, 1983; Lavoie et El-Sabh, 1996a) et également le long de la côte du Nouveau-Brunswick (Dickie et Trites, 1983). Dans le golfe du Saint-Laurent, les remontées d'eau froides peuvent se subdiviser en trois catégories suivant leur cycle d'apparition (El-Sabh *et al.*, 1989); les remontées d'eau qui ont un cycle de 11 jours sont généralement associées aux vents dominants d'ouest; celles qui sont induites par la marée ont un cycle de 14 jours (cycle de vives-eaux / mortes-eaux); enfin, certaines remontées d'eau apparaissent de façon irrégulière.



Source : Adapté de Vigeant (1987)

Figure 18 Distribution des températures mensuelles moyennes (°C) des eaux de surface du golfe du Saint-Laurent

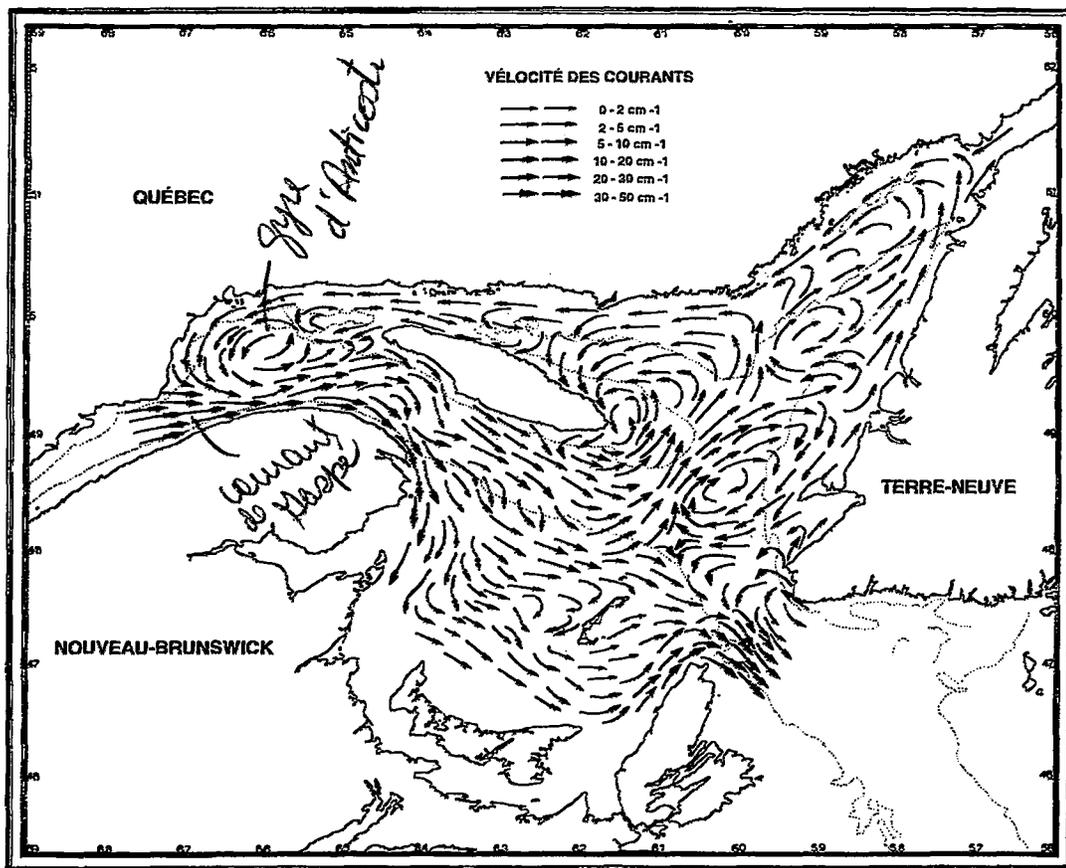
FORTE DÉCHARGE

FAIBLE DÉCHARGE



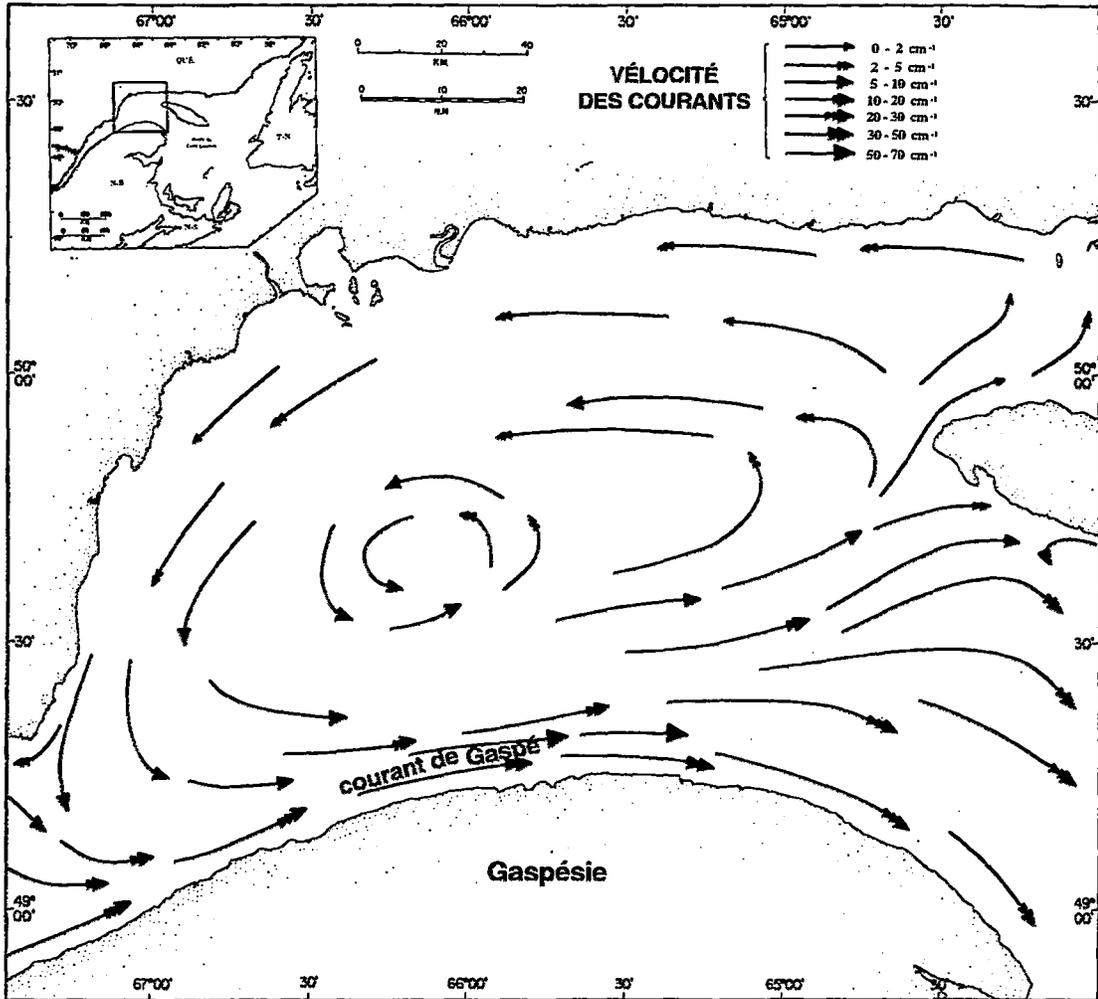
Source : Adapté de Bugden *et al.* (1982)

Figure 19. Distribution des salinités moyennes des eaux de surface du golfe du Saint-Laurent pour les années de forte et de faible décharges en eau



Source : Adapté de El-Sabh (1976)

Figure 20. Carte des courants de surface dans le golfe du Saint-Laurent au mois d'août



Cartes des courants de surface moyens dans la partie nord-ouest du golfe du Saint-Laurent en juillet, mettant en évidence la gyre cyclonique.

Source : Adapté de Sévigny *et al.* (1979)

Figure 21 La gyre d'Anticosti

La partie nord-ouest du golfe, entre Pointe-des-Monts et la pointe ouest de l'île d'Anticosti, est la principale région où les eaux intermédiaires sont injectées dans la couche de surface (Bugden, 1981). En plus des upwellings de la Côte-Nord, la gyre d'Anticosti engendre dans cette partie du golfe une remontée d'eau dont la structure verticale est en forme de dôme caractéristique avec des eaux plus denses et plus froides au centre du dôme (El-Sabh, 1976; Figure 21). Toutefois, en été, la thermocline très prononcée dans cette région peut bloquer les échanges d'eau avec la couche de surface (Sévigny *et al.*, 1979).

Comme le courant de Gaspé est très puissant, la friction créée par ce courant de surface sur la couche d'eau sous-jacente provoque une instabilité qui se traduit notamment par une remontée d'eau plus profonde sur le bord du courant (Mertz *et al.*, 1988). La stratification réduite de la colonne d'eau en automne a pour effet d'augmenter ce phénomène (Tang, 1983).

La partie ouest du détroit de Jacques-Cartier au nord de l'île d'Anticosti, constitue un goulot d'étranglement où les courants de marée sont très forts (Pingree et Griffith, 1980). Cette région est un site de mélange intensif des eaux de surface avec la couche d'eau intermédiaire (Koutitonsky et Bugden, 1991).

2.2.7 Glaces

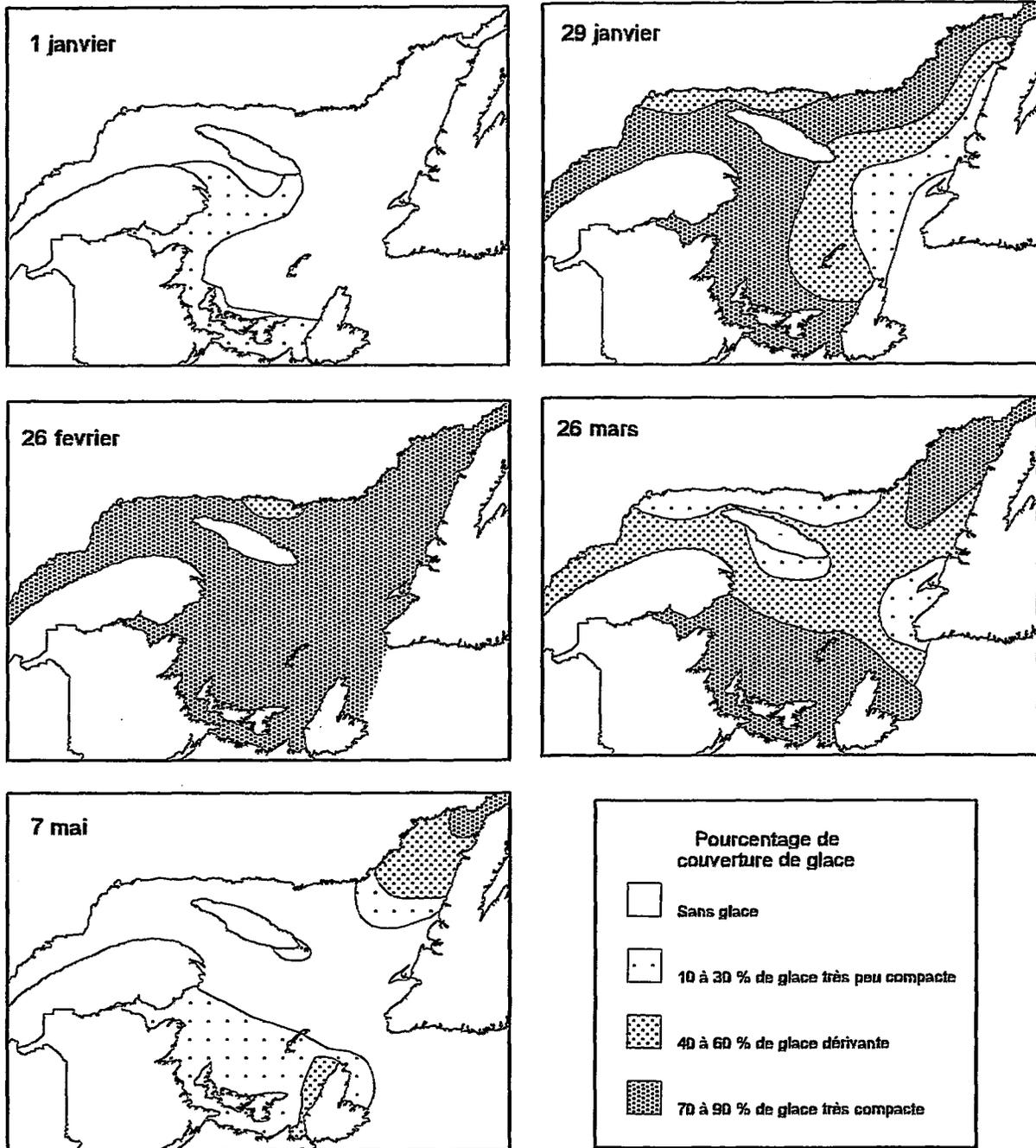
Les glaces présentes dans le golfe en hiver proviennent de trois sources : 1) la glace du Labrador qui pénètre dans le golfe par le détroit de Belle-Isle; 2) la glace qui dérive du fleuve et de l'estuaire du Saint-Laurent; 3) la glace formée localement. En moyenne, la glace apparaît à la fin de décembre dans l'ouest, le sud et l'extrême nord-est du golfe puis progresse rapidement en janvier du nord et de l'ouest pour couvrir l'ensemble du golfe à la fin du mois de février (Figure 22).

Les glaces commencent à disparaître dans le nord-ouest du golfe dès la fin du mois de mars. Le déglacement est plus rapide dans le centre du golfe de sorte que la partie sud ne se libère qu'au milieu du mois d'avril alors que le détroit de Belle-Isle demeure encombré par les glaces jusqu'à la fin mai. Toutefois, ces conditions moyennes observées sur quelques années ne sont pas forcément représentatives de la couverture de glace pour chaque année en raison de la très grande

variabilité interannuelle des processus climatiques contrôlant la formation, la dérive et la fonte des glaces dans le système du Saint-Laurent (Matheson, 1967; Koutitonsky et Gratton, 1994).

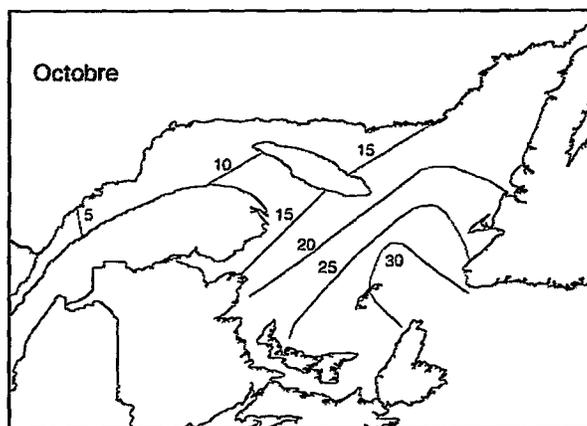
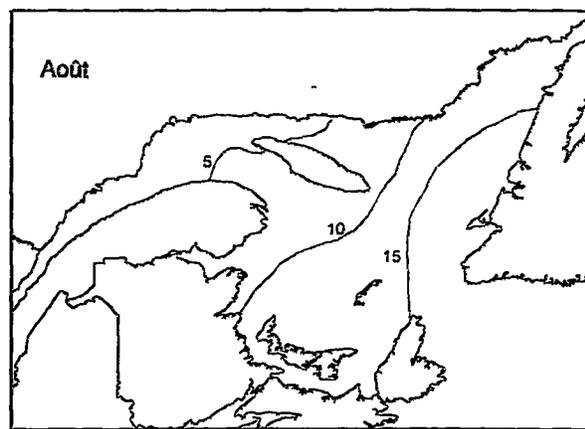
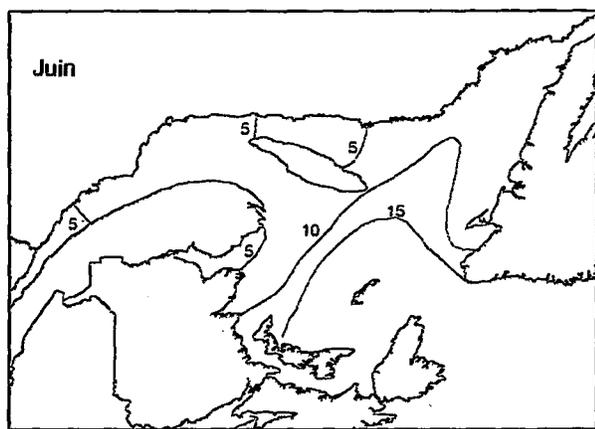
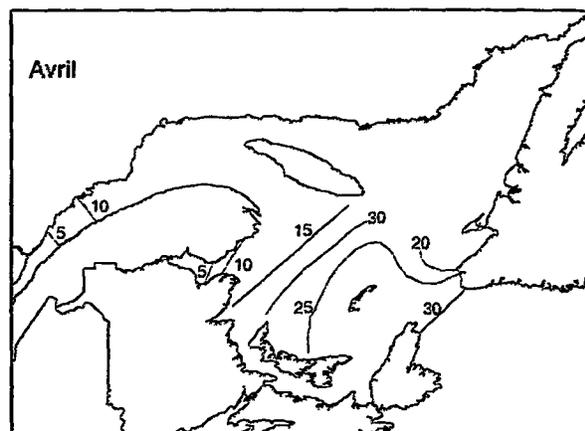
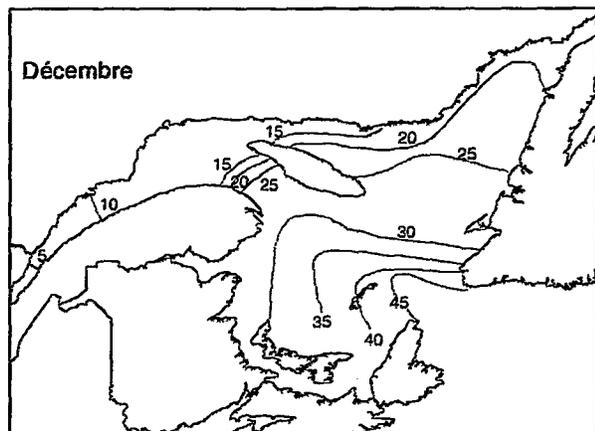
2.2.8 Vagues

Les vagues observées sur les côtes du golfe sont de courtes périodes et générées à l'intérieur du système. Leur amplitude dépend de l'intensité du vent, de la distance d'eau libre dans la direction d'où vient le vent et de la pente de la côte (Vigeant, 1984). Il est très difficile d'obtenir avec précision la hauteur des vagues dans un système aussi vaste que le golfe du Saint-Laurent et les études se basent généralement sur des résultats statistiques dont la précision dépend étroitement de la quantité de mesures disponibles (Ouellet et Llamas, 1979). À l'aide de fonctions de distribution des probabilités, ces auteurs ont calculé les fréquences de dépassement de hauteurs de vagues à certaines stations du golfe du Saint-Laurent. Par exemple, à partir de mesures faites au cours des années 1966-67 à l'extrémité ouest de l'île d'Anticosti, la probabilité de vagues dépassant 3 m de hauteur est inférieure à 10 p. 100, tandis qu'elle est supérieure à 90 p. 100 pour des vagues de 0,6 m (Ouellet et Llamas, 1979). La figure 23 présente la fréquence des vagues de plus de 2 m de hauteur. Dans l'ensemble, la hauteur des vagues atteint un maximum en décembre, avant la formation des glaces, et un minimum en hiver et en août. Elle est maximale dans le détroit de Cabot, influencée par les vagues formées dans l'Atlantique, et diminue dans toutes les directions à partir du détroit. La partie nord-ouest du golfe ainsi que la baie des Chaleurs sont des régions relativement abritées alors que la côte est des îles de la Madeleine est la région la moins abritée du golfe.



Source : Adapté de Matheson (1967)

Figure 22. Évolution de la couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent à partir de la moyenne de 5 années d'observation



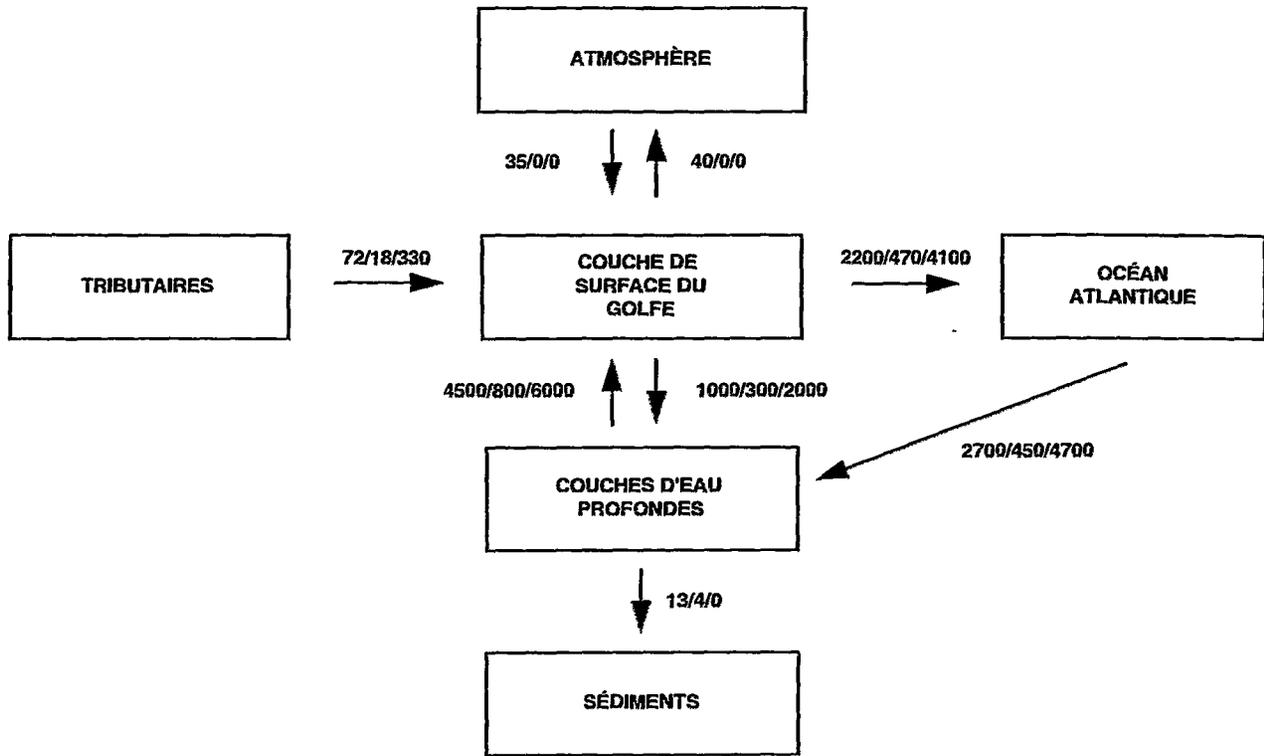
Source: Adapté de Vigeant (1984)

Figure 23. Fréquence (en pourcentage) des vagues de plus de 2 m de hauteur dans le golfe du Saint-Laurent

2.3 Éléments nutritifs

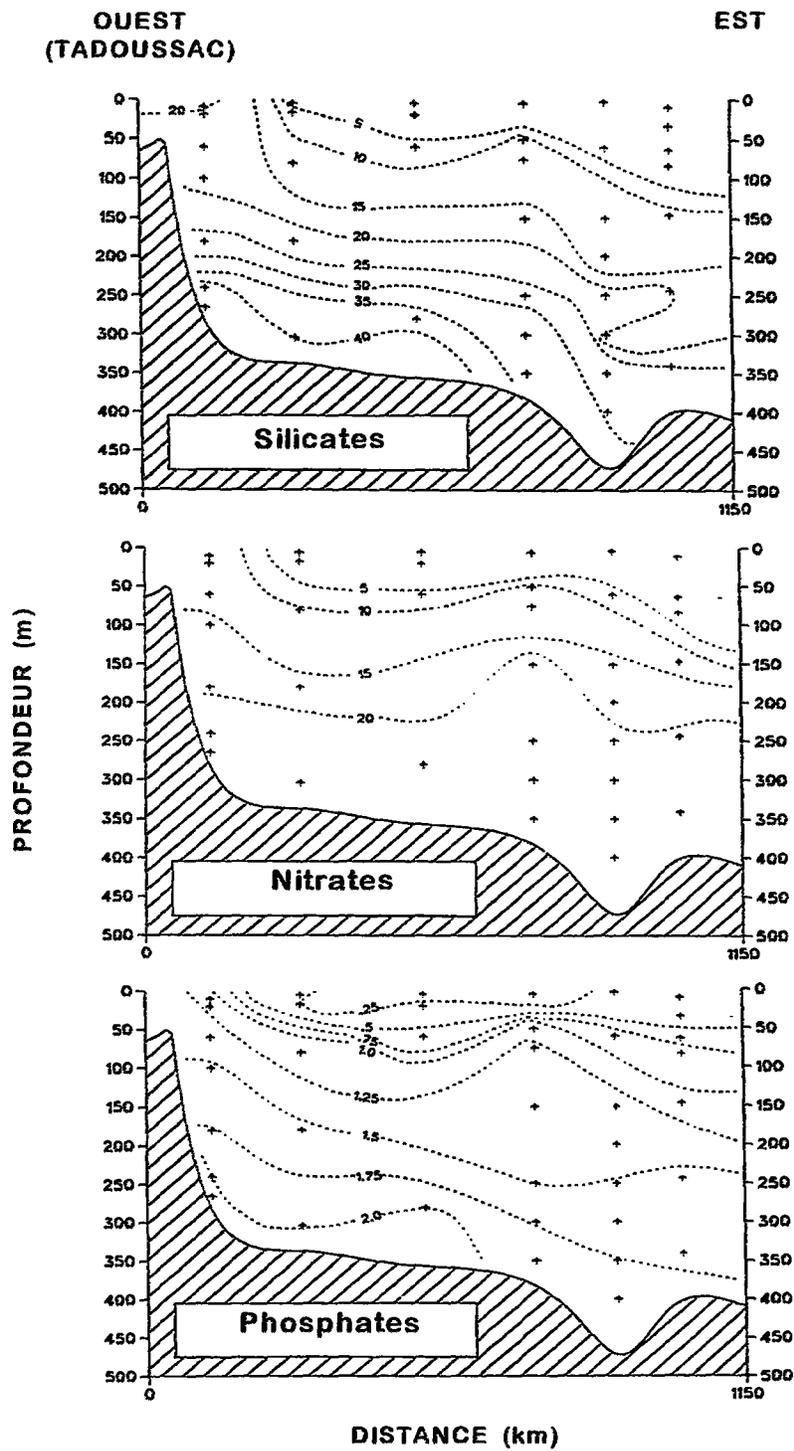
Les éléments nutritifs, principalement les nitrates, les phosphates et les silicates, jouent un rôle essentiel dans la production primaire à la base de l'écosystème du golfe du Saint-Laurent. La grande majorité des éléments nutritifs présents dans la couche de surface provient des couches profondes sous-jacentes (Coote et Yeats, 1979 et Yeats, 1988a) (Figure 24). Dans ces couches, leur concentration est environ trois fois plus élevée qu'à des profondeurs similaires à l'extérieur du golfe, dans l'Atlantique Nord. Ainsi, on peut dire que le golfe constitue en quelque sorte une trappe pour les nutriments, résultant de la combinaison de la circulation des couches d'eau et des processus de régénération des nutriments. Contrairement aux couches d'eau profondes, les tributaires et l'atmosphère ne constituent que des sources secondaires de nutriments.

En été, les concentrations en éléments nutritifs dans la couche de surface sont réduites à la suite d'une plus grande activité biologique, alors que les organismes utilisent les éléments nutritifs pour croître. Finalement, ces organismes meurent, certains sédimentent dans les couches intermédiaire et profonde, où les éléments nutritifs sont recyclés et retournés vers la surface par différents processus de mélange, et le cycle recommence (Steven, 1974). Lors des floraisons phytoplanctoniques*, les concentrations en éléments nutritifs sont à leur plus bas niveau dans la couche de surface, alors qu'elles augmentent ensuite avec la profondeur et de l'aval vers l'amont du chenal Laurentien (Figure 25). En hiver, les concentrations en éléments nutritifs sont plus élevées qu'en été dans la couche de surface du golfe du Saint-Laurent, mais les concentrations dans les eaux profondes restent similaires à celles mesurées en été.



Source : Adapté de Yeats (1988a)

Figure 24. Flux des éléments nutritifs dans le golfe du Saint-Laurent (nitrates/phosphates/silicates, en $10^3 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)



Source : Adapté de Coote et Yeats (1979)

Figure 25 Distribution estivale des éléments nutritifs (μM) dans la colonne d'eau du chenal Laurentien

2.4 Sédimentologie

2.4.1 Bilan sédimentaire

Les particules fines que l'on retrouve dans les masses d'eau, les matières en suspension (MES), peuvent être d'origine terrestre ou marine et sont transportées en suspension dans la colonne d'eau jusqu'à leur site de déposition. La fraction inorganique des MES provient de l'érosion des roches et des terres du bassin versant du golfe et de l'érosion des rives et des fonds marins. La fraction organique provient de la production primaire à l'intérieur du golfe, des végétaux terrestres et marins et des activités anthropiques.

Presque toutes les MES qui pénètrent dans le golfe se déposent sur les fonds marins et seule une petite fraction (moins de 10 p. 100) est transportée jusqu'à l'océan Atlantique (Yeats, 1988b) (Figure 26). Plus de 90 p. 100 des MES est inorganique et provient des tributaires, alors qu'environ deux tiers des particules qui entrent et sortent au niveau du détroit de Cabot est organique. La principale source de matière organique particulaire dans le golfe est de loin la production primaire, les tributaires et l'océan Atlantique étant des sources secondaires. Presque la totalité de la matière organique produite *in situ* (95 p. 100) est rapidement reminéralisée dans la colonne d'eau ou à la surface des sédiments (Pocklington, 1988).

2.4.2 Distribution des matières en suspension

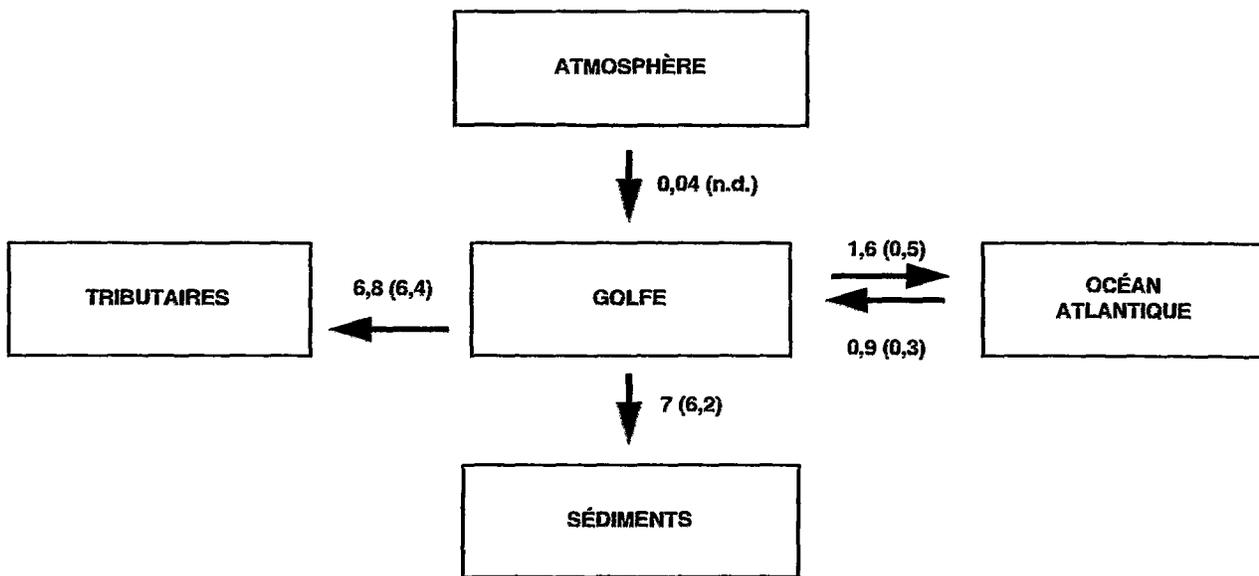
La concentration de matières en suspension (MES) dans le golfe du Saint-Laurent est beaucoup moins élevée que dans le fleuve et dans l'estuaire moyen, où les concentrations de surface dépassent généralement $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ et peuvent même atteindre de 50 à $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ dans la zone de turbidité maximale* (d'Anglejan, 1990). Dans le golfe, les concentrations maximales enregistrées sont inférieures à $3,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ sauf à l'embouchure de certains tributaires (Sundby, 1974). En surface, les concentrations maximales de MES sont enregistrées dans les eaux relativement peu salées du courant de Gaspé, lors de la crue printanière, et dans des zones restreintes du golfe caractérisées par des floraisons phytoplanctoniques épisodiques (Figure 27), sans relation aucune avec la salinité. Les concentrations minimales sont associées aux eaux salées de l'Atlantique qui pénètrent dans le golfe par le détroit de Cabot et à celles longeant l'île d'Anticosti et la Côte-Nord, vers l'ouest.

Dans la couche d'eau intermédiaire, les concentrations de MES varient peu au niveau spatial et temporel et se maintiennent généralement sous $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Figure 28). La concentration de MES augmente dans les 50 derniers mètres de la colonne d'eau du chenal Laurentien pour atteindre des valeurs d'environ $0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ dans le détroit de Cabot et de $0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ à la tête du Chenal. Cette augmentation, avec la profondeur et de l'aval vers l'amont, est principalement attribuable au transport vers l'amont de particules érodées provenant des fonds marins et du littoral (Sundby, 1974).

Les MES des eaux de surface sont généralement composées à plus de 60 p. 100 de matière organique. Dans la couche intermédiaire, ce pourcentage est généralement de 30 à 50 p. 100, alors que, dans la couche d'eau profonde, il est inférieur à 20 p. 100 (Figure 28). Cette diminution avec la profondeur reflète la dégradation relativement rapide de la matière organique marine lors de son transport de la surface où elle est produite vers les sédiments.

2.4.3 Distribution des sédiments

Les parties les plus profondes des chenaux Laurentien, Esquiman et d'Anticosti sont des zones de déposition active de particules fines organiques et inorganiques (Loring et Nota, 1973) (Figure 29). Ces zones sont caractérisées par une faible turbulence sur le fond, ce qui permet la déposition des sédiments les plus fins. Le taux de sédimentation se situe entre $0,16$ et $2,49 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ dans le golfe du Saint-Laurent, alors qu'il est plus important dans l'estuaire maritime, variant entre $1,73$ et $13,82 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ (Silverberg *et al.*, 1986).



Les nombres correspondent aux MES (MIP), en $10^6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ et n.d. à non disponible.

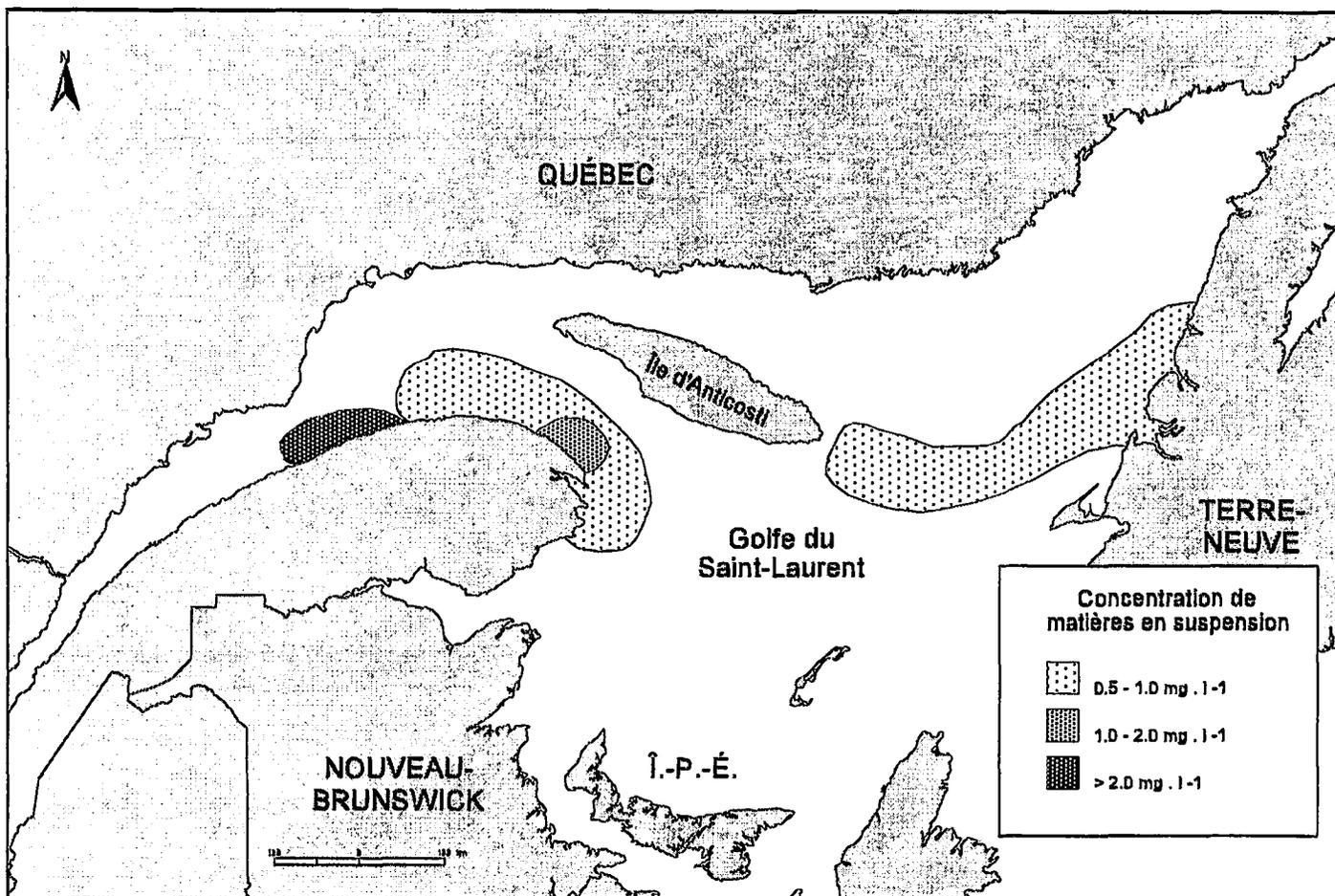
Source : Adapté de Yeats (1988b)

Figure 26. Flux des matières en suspension (MES) et de la matière inorganique particulaire (MIP) dans le golfe du Saint-Laurent

Dans le nord du golfe, les plateaux sont généralement recouverts de sédiments grossiers non triés qui semblent provenir de dépôts glaciaires. Ces dépôts ont été remaniés à divers degrés et des sédiments fins se sont déposés dans les dépressions des plateaux. Ces régions sous-marines sont désignées comme des lieux où il n'y a pas de déposition de matériel (Loring et Nota, 1973). Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la majeure partie des sédiments sont des sables, des graviers ou un mélange des deux. Ces sédiments sont des produits de l'érosion de la roche sous-jacente mélangés à des sédiments provenant d'autres régions. Des dépôts de pélites ont seulement été identifiés dans les principales fosses (des Chaleurs, Shédiac, du Cap-Breton); le présent régime hydrique a permis le transport de ces fines particules d'origine marine à partir des plateaux adjacents jusqu'aux fosses. Les sédiments présents sur les bancs (tel le banc de Bradelle) sont les produits d'un remaniement local des sédiments et d'une redistribution active et ce sont principalement des sables fins (0,125-0,250 mm). Le transport de ces fines particules crée simultanément des zones de dépôts résiduels* (« lag deposit* »), qui sont constitués de matériaux

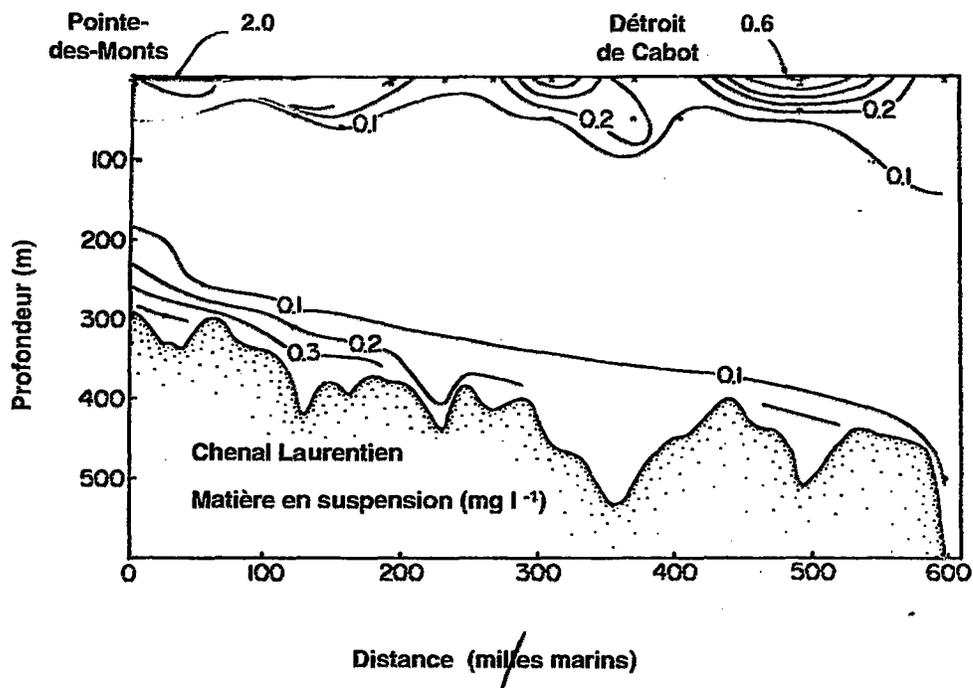
grossiers demeurant sur place après une forte érosion. Au nord et à l'ouest des îles de la Madeleine, de grandes régions sont formées d'affleurements rocheux recouverts d'une couche mince et irrégulière de sable et de sable graveleux. Il s'agit d'un environnement sans déposition, bien qu'un remaniement et une redistribution des sédiments peuvent se produire localement dans les eaux côtières (Loring et Nota, 1973).

La teneur en matière organique dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent varie selon la taille des sédiments et leur localisation. Les concentrations varient de 4,5 à 8,6 mg·l⁻¹ dans les sables et de 9,9 à 20,5 mg·l⁻¹ dans les pélites (Pocklington, 1988). Le rapport entre le carbone et l'azote (C : N) et la teneur en lignine, dans les sédiments, et le rapport isotopique du carbone 13 ($\delta^{13}\text{C}$), dans la matière organique, constituent des indicateurs de l'origine des sédiments. La matière organique terrigène typique est caractérisée par un C : N élevé (~ 18), une teneur élevée en lignine (> 5 mg·g⁻¹) et un $\delta^{13}\text{C}$ faible (environ -26 p. 1000) alors que la matière organique marine est caractérisée par un C : N bas, par un $\delta^{13}\text{C}$ élevé (-22 p. 1000) et ne contient pas de lignine. La proximité des zones côtières, générant un apport important en matière organique terrigène aux masses d'eau, se fait sentir dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent et dans la baie des Chaleurs. Dans ces secteurs, le rapport C : N et la teneur en lignine dans les sédiments sont plus élevés (Pocklington et Morash, 1979; Tableau 4). C'est également dans l'estuaire maritime et dans les zones côtières du golfe que le $\delta^{13}\text{C}$ présente un écart plus grand, l'apport en matière organique terrigène étant plus important et variable (Tan et Strain, 1979) (Tableau 5). Dans le centre du golfe, les faibles variations du $\delta^{13}\text{C}$ peuvent suggérer un apport constant en matière organique, probablement à partir du plancton produit *in situ*.



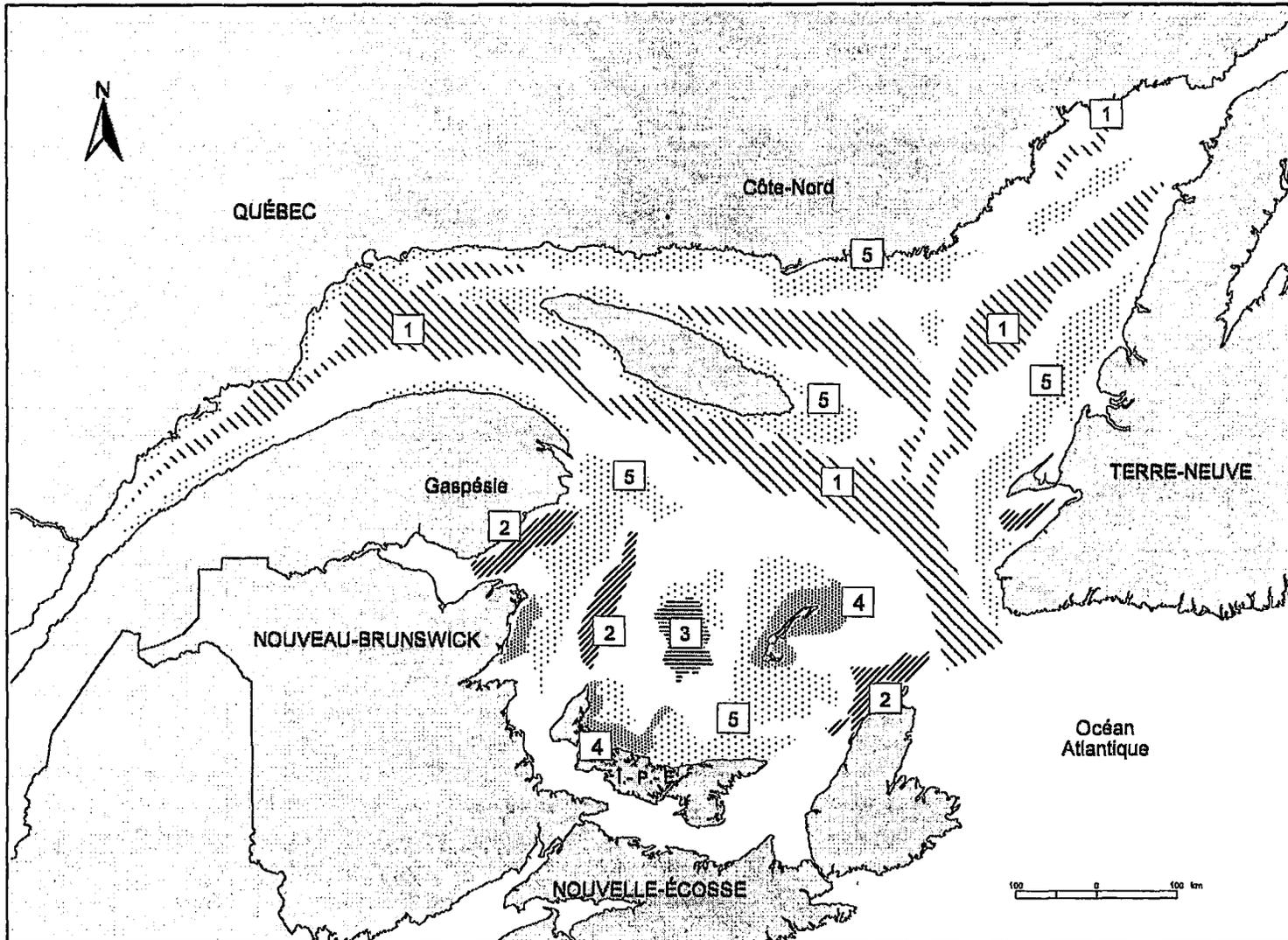
Source : Adapté de Sundby (1974)

Figure 27. Distribution des matières en suspension dans les eaux de surface du golfe du Saint-Laurent: avril/mai 1973



Source: Adapté de Sundby (1974).

Figure 28. Distribution verticale des matières en suspension dans le chenal Laurentien: avril/mai 1973.



Source : Adapté de Loring et Nota (1973)

Figure 29. Environnements sédimentaires du golfe du Saint-Laurent: Environnements de déposition: 1) déposition active de pélite à de grandes profondeurs; 2) déposition active de sable fin et de pélite très sableuse; 3) zones marines de remaniement et de redistribution active; 4) zones côtières de remaniement et de redistribution active. Environnements sans déposition: 5) zones essentiellement sans déposition avec remaniement local et formation de dépôts résiduels (« lag deposits »). Environnements de transition: zones non hachurées

Tableau 4
Profondeur (m), rapport C : N et teneur en lignine (pourcentage des échantillons) dans les sédiments du Saint-Laurent

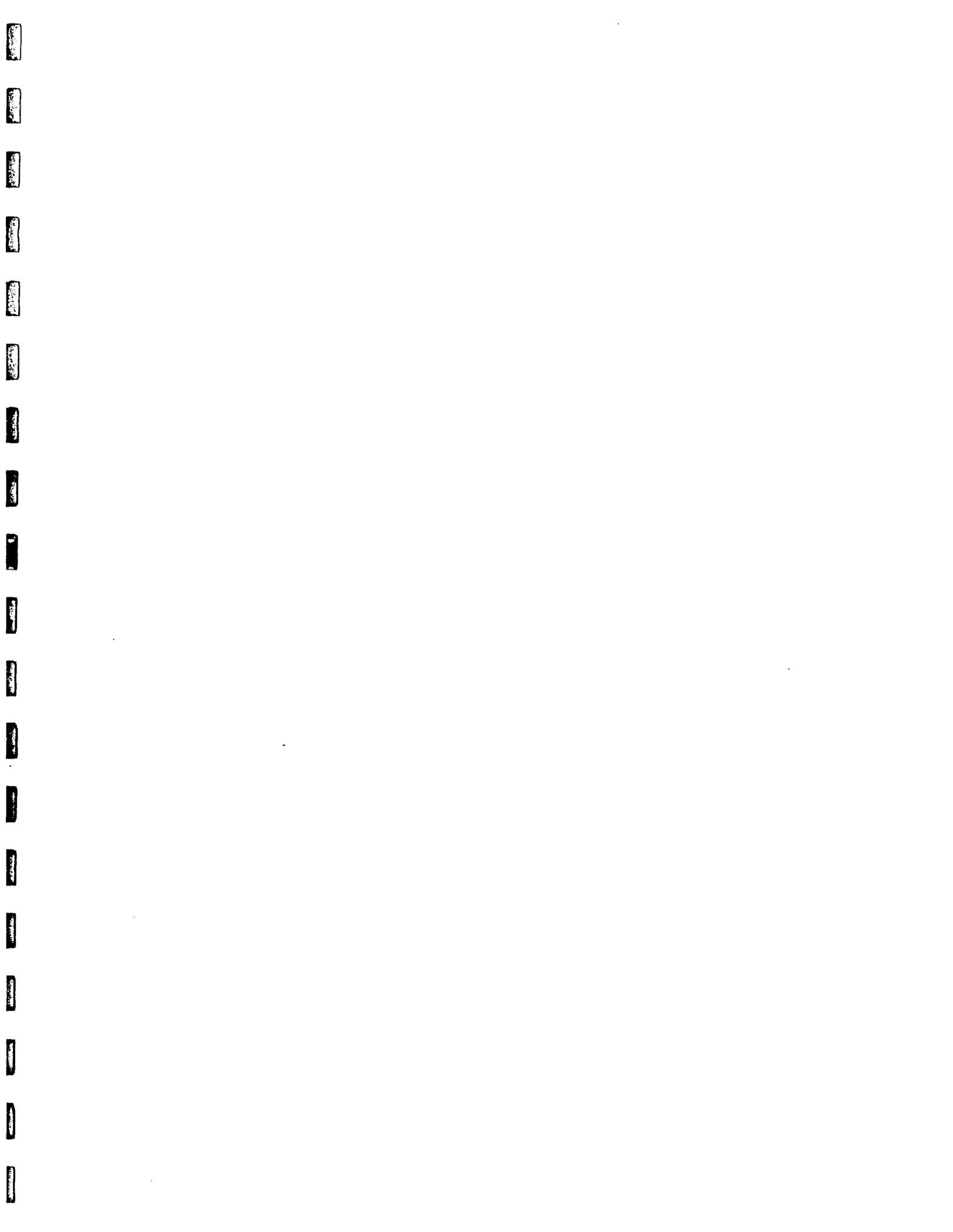
Secteur	n	Profondeur moy (é.t.)	C : N moy (é.t.)	Lignine	
				> 0,150 mg·g ⁻¹	0,005 à 0,150 mg·g ⁻¹
estuaire maritime	32	221 (114)	13,3 (1,8)	26	74
Baie des Chaleurs, fosse des Chaleurs et baie de Gaspé	13	97 (57)	10,2 (1,9)	67	17
Détroit d'Honguedo et centre du golfe	8	76 (11)	9,1 (1,2)		20
Détroit de Jacques-Cartier et chenal d'Anticosti	16	202 (53)	8,7 (2,0)	8	17
Chenal d'Esquiman	17	278 (40)	8,6 (1,7)	7	21
Détroit de Cabot	16	379 (139)	9,3 (1,8)		17

Source : Pocklington et Morash (1979)

Tableau 5
 $\delta^{13}\text{C}$ dans les sédiments superficiels de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent

Secteur	n	$\delta^{13}\text{C}$	
		minimum	maximum
estuaire maritime	17	-25,6	-21,8
golfe (haute mer)	13	-23,0	-22,2
golfe (zones côtières)	13	-26,0	-21,5

Source : Tan et Strain (1979)



CHAPITRE 3 Les sources de contamination

Les contaminants retrouvés dans le golfe du Saint-Laurent proviennent en partie des effluents municipaux et industriels, des activités reliées au transport maritime et du dragage. De façon plus diffuse, l'estuaire du Saint-Laurent, l'océan Atlantique, les autres tributaires, les eaux de ruissellement des sites agricoles et de déchets dangereux ainsi que l'atmosphère représentent d'autres sources de contamination. La région de Sept-Îles-Port-Cartier est le secteur le plus industrialisé de la zone d'étude, alors que 5 des 10 établissements industriels québécois du golfe du Saint-Laurent visés par le programme de réduction des rejets industriels (PRRI) s'y retrouvent. Dans la présente section, les différentes sources de contamination sont décrites et, le plus souvent possible, caractérisées.

3.1 Rejets municipaux riverains

Au mois de septembre 1996, environ 20 p. 100 de l'ensemble de la population du secteur d'étude des ZIP 19, 20 et 21 voit leurs eaux usées traitées (M. Laurin, Ministère des Affaires Municipales (MAM), Direction de l'assainissement urbain, comm. pers.) (Tableau 6). Cette proportion atteindra 60 p. 100 en 1998 selon les ententes de réalisation intervenues en dans le cadre des programmes d'assainissement des eaux municipales.

3.1.1 Côte-Nord

La portion de la Côte-Nord située entre Pointe-des-Monts et Lourdes-de-Blanc-Sablon compte 19 municipalités riveraines (incluant l'île d'Anticosti) et sa population totale est d'environ 45 150 personnes. Sur tout ce territoire, deux stations d'épuration étaient en opération à l'automne 1996, soit celle du secteur Clarke, à l'ouest de Sept-Îles, et celle de Gallix (Tableau 7). Cinq autres municipalités ont signé une entente de réalisation pour la construction d'ouvrages d'assainissement d'ici 1998. La proportion de la population dont les eaux usées sont traitées est actuellement de 4 p. 100 et atteindra 60 p. 100 au cours de l'année 1998 avec l'achèvement des

travaux prévus à Sept-Îles, où un peu plus de 25 000 résidents seront desservis par cette station (Tableau 7). Les données sur la performance des stations actuellement en opération ne sont pas encore disponibles.

3.1.2 Gaspésie

La péninsule gaspésienne compte 41 municipalités riveraines (de Capucins à Pointe-à-la-Croix) regroupées en cinq MRC. Au premier septembre 1996, douze stations d'épuration étaient en opération sur ce territoire (Tableau 7). Toutes étaient de type étangs aérés, à l'exception de celle de Percé qui utilisait un traitement par disques biologiques. Une seule station est présente du côté nord de la péninsule gaspésienne, à Marsoui, alors que le côté sud en compte onze. Les stations gaspésiennes desservaient 24 992 personnes, soit près du tiers de la population riveraine totale (Tableau 7). Cette proportion atteindra 44 p. 100 si l'on considère les deux postes de traitement prévus d'ici 1998, soit Gaspé, Pointe-à-la-Croix et Chandler. À Gaspé, un projet d'interception des eaux usées du secteur de Petite-Rivière-au-Renard a été autorisé par le MEF en septembre 1996 (D. Roussy, MEF, Direction régionale Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, comm. pers.). À Pointe-à-la-Croix, un projet conjoint avec la Première Nation MI'GMAC de Listuguj a été autorisé en septembre dernier. La station d'épuration sera constituée de deux étangs aérés facultatifs. Les travaux devraient être complétés au printemps 1997 (D. Roussy, comm. pers.). À la fin 1996, le secteur Gaspésie-Sud-Baie-des-Chaleurs voyait 52,4 p. 100 de sa population visée par des systèmes d'assainissement des eaux usées contre seulement 1,4 p. 100 pour la Gaspésie-Nord.

Tableau 6
Population dont les eaux usées sont ou seront traitées d'ici 1998 par un ouvrage d'assainissement
du programme d'assainissement des eaux du Québec pour les municipalités riveraines de la Côte-Nord,
de la Gaspésie et des îles de la Madeleine

<i>Région</i>	<i>Population totale¹</i>	<i>Population dont les eaux usées sont traitées (% de la pop. totale)</i>	
		<i>au 96.09</i>	<i>au 98.12²</i>
Côte-Nord (Pointe des Monts à Blanc-Sablon) ³	45 156	845 (2 %)	27 170 (60 %)
Gaspésie (Capucins à Pointe-à-la-Croix)	84 324	24 992 (30 %)	36 744 (44 %)
Îles de la Madeleine	14 232	2 977 (21 %)	5 267 (53 %)
Total	143 712	28 814 (20 %)	69 181 (48 %)

Source : Dossier de la Direction de l'assainissement urbain, MAM.

¹ : Population au 31 décembre 1994 selon le Répertoire des municipalités du Québec (municipalités riveraines seulement).

² : Seules les municipalités ayant signé une entente de réalisation au 95.12 ont été considérées dans le calcul.

³ : Incluant l'île d'Anticosti.

Tableau 7
Assainissement des eaux usées pour les municipalités riveraines de la Côte-Nord, de la
Gaspésie et des îles de la Madeleine

<i>Municipalité¹</i>	<i>Type de station²</i>	<i>Date de mise en opération (an.mois)³</i>	<i>Population totale (1994)⁴</i>	<i>Population desservie par l'usine (% de la pop. tot.)⁵</i>	<i>Point de rejet⁶</i>
Côte-Nord					
Gallix	EA	96.02	522	369 (71)	golfe du Saint-Laurent
Port-Cartier	EA	98.05p		nd	
Sept-Îles (ville)	EA	97.07p	25 207	25 200 (100)	baie des Sept-Îles
Sept-Îles (secteur Clarke)	EA	94.08	476	476 (100)	baie des Sept-Îles
Moisie (Malioténam)	DEG	97.05p		2 145	
Rivière-au-Tonnerre ⁷	EA	96.11p	546	415 (76)	golfe du Saint-Laurent
Longue-Pointe-de-Mingan ⁷	EA	96.12p	567	567 (100)	golfe du Saint-Laurent
Baie-Johan-Beetz	DEG	96.10p	113	113 (100)	golfe du Saint-Laurent
Bonne-Espérance (riv. St-Paul et Vieux-Port)	DEG	96.11p	923	nd	golfe du Saint-Laurent
Gaspésie					
Marsoui	EA	89.03	472	472 (100)	rivière à Moïse
Gaspé (Rivière-au-Renard)	DEG	96.11p		2 340	
Gaspé	PC	98.10p	16 670	5 620 (34)	rivière York et baie de Gaspé
Percé	BD	89.02	4 120	3 580 (87)	golfe du Saint-Laurent
Sainte-Thérèse-de-Gaspé	EA	93.11	1 309	810 (67)	golfe du Saint-Laurent
Grande-Rivière	EA	96.04	4 069	3 032 (75)	Grande Rivière
Chandler ⁸	EA	96.12	6 558	6 286 (97)	baie du Grand Pabos
Port-Daniel	EA	95.10	1 845	1 115 (60)	baie de Port-Daniel
Paspébiac-Ouest ⁹	EA	93.08	5 542	4 370 (79)	baie de Paspébiac
Bonaventure	EA	94.12	2 903	1 878 (65)	rivière Bonaventure
Saint-Siméon	EA	95.09	1 344	1 002 (75)	baie des Chaleurs
New Richmond	EA	91.01	4 182	2 913 (70)	Petite rivière Cascapédia
Maria	EA/P	94.12	2 610	2 017 (77)	rivière Verte
Carleton	EA	92.03	2 883	2 792 (97)	baie des Chaleurs
Nouvelle	EA	94.10	2 217	945 (43)	rivière Nouvelle

<i>Municipalité¹</i>	<i>Type de station²</i>	<i>Date de mise en opération (an.mois)³</i>	<i>Population totale (1994)⁴</i>	<i>Population desservie par l'usine (% de la pop. tot.)⁵</i>	<i>Point de rejet⁶</i>
Îles-de-la-Madeleine					
Cap-aux-Meules	EA	90.11	1 658	1 626 (99)	golfe du Saint-Laurent (baie de Plaisance)
Havre-aux-Maisons	EA (INF)	97.11p	2 131	457 (21 %)	
L'Étang-du-Nord	EA	97.11p	3 044	1 833 (60%)	golfe du Saint-Laurent
Fatima	EA	95.01	3 106	1 351 (43)	

Source : Dossiers de la Direction de l'assainissement urbain, MAM.

¹ : Seules les municipalités ayant signées, au 96.01.01, une entente de principe dans le cadre du PAEQ et du PADEM sont incluses.

² : EA : étangs aérés; EA/P : EA avec déphosphatation; PC : physico-chimique; BD : disques biologiques; DEG : dégrilleur.

³ : Les stations dont la mise en opération était prévue après septembre 1996 sont désignées par la lettre "p" (projetée).

⁴ : Estimation de la population totale au 31 décembre 1994 selon le Répertoire des municipalités du Québec.

⁵ : Population dont les eaux usées sont ou seront acheminées à l'usine d'épuration selon les critères de conception (population de conception retenue).

⁶ : Lieu de déversement (actuel ou projeté) de l'effluent de la station d'épuration.

⁷ : Au 96.10, la mise en service des stations d'épuration de Rivière-au-Tonnerre et de Longue-Pointe n'était toujours pas faite, suite à des problèmes techniques majeurs.

⁸ : Cette station dessert également Pabos, St-François-de-Pabos et Pabos-Mills.

⁹ : Cette station dessert également Paspébiac et New-Carlisle.

nd : non déterminé

Les municipalités les plus peuplées ne possédant pas de stations d'assainissement (p. ex. Cap-Chat, Sainte-Anne-des-Monts, Mont-Louis, Tourelle, Grande-Vallée et Rivière-au-Renard) rejettent leurs eaux usées dans le Golfe (ou l'un de ses tributaires) sans aucun traitement. Plusieurs municipalités de moindre importance (p. ex. Capucins, La Martre, Rivière-à-Claude, Cloridorme, Shigawake, St-Godefroi) ne possèdent pas de réseau d'égout. Les eaux usées domestiques sont alors acheminées vers des fosses septiques individuelles ou des puisards.

Le rendement épurateur des étangs aérés au cours de l'année 1994 fut supérieur à 80 p. 100 pour les quelques paramètres suivis (Tableau 8). Les charges quotidiennes en DBO_5^* (demande biochimique en oxygène 5 jours) et en MES après épuration furent maximales pour la station de New Richmond ($33,5 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ et $41,2 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ respectivement) et minimales pour celle de Sainte-Thérèse-de-Gaspé ($3,8 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ et $4,2 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ respectivement). Le pourcentage de débordement des ouvrages de surverse* par temps sec et en situation d'urgence fut inférieur à 4 p. 100 pour toutes les stations, sauf à Paspébiac-Ouest où il a atteint 13,8 p. 100. Cette station a obtenu la performance la plus faible pour le fonctionnement de son réseau (30 p. 100) (Tableau 8). En 1994, les exigences de rejet en DBO_5 et en coliformes fécaux¹ ont été respectées pour toutes les stations à l'exception de celle de Marsoui, pour laquelle la charge annuelle en DBO_5 ($11,4 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$) a légèrement dépassé l'exigence prescrite pour cette station ($10,0 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$). Ce dépassement, jumelé à l'absence d'un suivi des eaux de l'effluent, fait en sorte que cette municipalité a obtenu la plus faible performance pour le fonctionnement de sa station (55 p. 100) (Tableau 7).

Les charges quotidiennes rejetées par la municipalité de Percé, dotée d'un traitement par disques biologiques, ont été réduites de près de 90 p. 100 à la fois pour la DBO_5 et les MES (Tableau 7). Les charges quotidiennes après épuration, de l'ordre de $13 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$, respectaient l'exigence de rejet fixée à $27 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ pour ces deux paramètres.

¹ Les étangs aérés ne sont soumis à aucune exigence en MES.

Tableau 8
**Estimation des charges quotidiennes moyennes, calculées sur une base annuelle, en DBO₅,
 en matières en suspension (MES) et du nombre de coliformes fécaux rejetés dans le golfe du
 Saint-Laurent par les stations municipales d'assainissement et évaluation de rendement en 1994**

Station d'épuration ¹	Capacité de traitement (m ³ ·j ⁻¹)	Performance en efficacité des infrastructure (%) ²		DBO ₅		MES		Coliformes fécaux ³
		Station	Réseau	kg·j ⁻¹	Rendement (%)	kg·j ⁻¹	Rendement (%)	N/100 ml
Étangs aérés (EA)								
Marsoui	450	55	90	11,4	nd	9,1	nd	4 755
Sainte-Thérèse-de-Gaspé	569	90	96	3,8	87	4,2	84	453
Paspébiac-Ouest	2 685	100	30	32,4	82	38,2	83	69
New Richmond	3 100	100	80	33,5	90	41,2	87	75
Carleton	3 274	98	84	21,1	92	24,9	95	108
Cap-aux-Meules	1 289	80	100	30,4	77	14,9	92	74
Disques biologiques (DB)								
Percé	1 094	96	90	12,5	88	12,9	89	n/a

Source : Dossiers de la Direction de l'assainissement urbain, MAM.

¹ : Seules les données pour les stations mises en opération avant décembre 1993 sont disponibles.

² : Depuis 1994, le MAM a modifié la méthode de calcul de la conformité des ouvrages d'assainissement aux exigences.

Il s'agit maintenant d'un pointage attribué à la station et à l'ensemble du réseau.

³ : Moyenne géométrique de l'ensemble des lectures.

n/a : non applicable; nd : non disponible

3.1.3 Îles de la Madeleine

Parmi les huit municipalités madelinienne, seules Cap-aux-Meules et Fatima traitent leurs eaux usées avant leur rejet à la mer (Tableau 7). Ces deux stations desservent un peu plus de 2 900 personnes soit 21 p. 100 de la population totale de la région (Tableau 6). Les autres municipalités ne possèdent pas de réseau d'égout. Les plus peuplées (Havre-aux-Maisons, l'Étang-du-Nord et l'Île-du-Havre-Aubert) sont inscrites à des programmes d'assainissement et prévoient implanter des ouvrages d'assainissement sous peu.

La station d'épuration de Cap-aux-Meules a fait l'objet d'une évaluation depuis 1992 alors que celle de Fatima est encore en période de rodage. En 1994, le rendement épuratoire des étangs aérés de Cap-aux-Meules fut de 77 et 92 p. 100 respectivement pour la DBO₅ et les MES (Tableau 8). Les charges quotidiennes moyennes rejetées dans la baie de Plaisance ont atteint 30,4 kg·d⁻¹ dans le cas de la DBO₅ et 14,9 kg·j⁻¹ dans le cas des MES. La performance attribuée au fonctionnement de la station fut de 80 p. 100 en raison d'une charge trop élevée en DBO₅ de l'effluent lors du premier trimestre 1994. Une cote de 100 p. 100 a été attribuée au fonctionnement des ouvrages de surverse* étant donné que la totalité des eaux usées générées en temps sec et en période d'urgence ont été acheminées au traitement.

3.2 Rejets industriels

Un total de dix établissements industriels classés dans le programme de réduction des rejets industriels (PRRI) sont implantés dans le secteur d'étude (Tableau 9). Sur la Côte-Nord, cinq des six établissements sont concentrés à proximité des municipalités de Sept-Îles et de Port-Cartier, où l'on dénombre une aluminerie, une papetière et trois industries minières. La Gaspésie et les îles de la Madeleine comptent deux industries oeuvrant dans le secteur minier, ainsi que deux papetières. Aucune caractérisation des effluents des dix usines n'a été effectuée dans le cadre du PASL, mais trois d'entre elles sont maintenant jugées prioritaires par le plan SLV 2000. Il s'agit de Mines Wabush (SLV 2000 n°56) à Sept-Îles, de la Compagnie Minière Québec Cartier (SLV 2000 n°52) à Port-Cartier, ainsi que de la compagnie Aluminerie Alouette inc. (SLV 2000

n°62) à Sept-Îles. Les renseignements présentés dans cette section sur la production et les mesures d'assainissement de ces trois industries proviennent de fiches sur les usines prioritaires de SLV2000 (Intervention SLV 2000, 1996).

3.2.1 Côte-Nord

Les établissements industriels sur la Côte-Nord appartiennent au secteur minier (4 entreprises), de la métallurgie (1 aluminerie) et des pâtes et papiers (1 papetière).

3.2.1.1 Secteur minier

La **Compagnie minière Québec Cartier** (SLV 2000 n°52) est la seule compagnie à extraire le minerai de fer sur le territoire québécois. Le site d'opération de la compagnie est au mont Wright, près de Fermont. Le minerai de fer est traité afin d'obtenir un concentré ayant une teneur d'environ 65 p. 100. Il est par la suite envoyé par chemin de fer à Port-Cartier, où il est soit chargé sur les navires par convoyeur, empilé pour de futures expéditions ou encore acheminé à l'usine de bouletage*. Les transformations subies par le concentré à l'usine de Port-Cartier sont le broyage, le séchage sur filtre, l'agglomération au moyen d'un agent liant (telle la bentonite* et la dolomie*) et enfin la cuisson des boulettes aux fours de durcissement. Des boulettes autofondantes à basse teneur en silice sont produites à la suite d'ajout de dolomie. L'usine de bouletage a une capacité nominale de production de $8\,000\,000\text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ et elle opère à 91 p. 100 (Intervention SLV 2000, 1996).

Tableau 9
Établissements industriels visés par le PRRI ou le programme SLV 2000 répertoriés le long
des rives québécoises du golfe du Saint-Laurent

<i>Secteur</i>	<i>Municipalité</i>	<i>Établissement industriel</i>	<i>Produits</i>	<i>Points de rejet</i>
Côte-Nord	Port-Cartier	Compagnie minière Québec Cartier Itée	Transformation du minerai de fer (bouletage)	golfe du Saint-Laurent
		Uniforêt ¹	Pâtes et papiers	golfe du Saint-Laurent
	Sept-Îles	Mines Wabush inc.	Transformation du minerai de fer	baie des Sept Îles
		Aluminerie Alouette	Production d'aluminium	baie des Sept Îles
		Compagnie minière IOC	Transbordement de minerai de fer	n/a ³
Havre Saint-Pierre	QIT-Fer et Titane inc. ²	Extraction d'oxyde de fer et de titane (FeTiO ₂)	n/a ³	
Gaspésie	Murdochville	Minéraux Noranda inc. (division Mines Gaspé)	Extraction et traitement de cuivre et d'argent	rivière York
	Chandler	La Compagnie Gaspésia Itée	Papier journal	baie des Chaleurs
	New Richmond	Emballage Stone (Canada) inc.	Carton doublure	baie des Chaleurs
Îles de la Madeleine	Grosse-Île	Société canadienne de sel (Mines Seleine)	Extraction de sel	n/a ³

Source : PRRI et SLV2000.

¹ : Connu antérieurement sous le nom de Cascades (Port-Cartier) inc. et dont les activités ont cessé en juin 1991.

² : Le gisement d'ilménite est localisé au lac Tio à 43 km au nord de Havre-Saint-Pierre; la production de bioxyde de titane (TiO₂) et de fer de refonte est réalisée aux installations de QIT-Fer et Titane à Tracy.

³ : n/a : non applicable. Il n'y a aucun effluent liquide (traitement à sec).

Les eaux de procédé de l'usine de bouletage sont acheminées à trois épaisseurs permettant de récupérer et de réintroduire les matières premières dans le procédé. Les eaux qui s'écoulent du parc à résidus* séjournent dans un bassin de polissage (étang de décantation) avant d'être rejetées à la mer. Les eaux de ruissellement de l'aire d'entreposage des matières premières seront acheminées vers un fossé de drainage périphérique ou, au besoin, à un bassin de sédimentation. Les eaux de lavage des convoyeurs ainsi que les eaux de surface de l'usine des secteurs des piles de concentré et de boulettes sont drainées par des fossés qui déboucheront dans le port ou dans le golfe du Saint-Laurent, sans aucun traitement. Les eaux domestiques provenant de l'usine de bouletage sont traitées par digestion aérobie, avec addition de chlore. Les eaux issues des installations portuaires ne subissent qu'une décantation des matières premières avant d'être évacuées.

Afin de réduire le rejet des eaux usées dans le Golfe, une nouvelle ligne de pompage a été mise en fonction en décembre 1995 pour acheminer les eaux de procédé issues de l'usine de bouletage vers l'étang de polissage du parc à résidus. Une partie des eaux rouges* provenant des unités de lavage, de l'usine de bouletage et des stations d'entraînement des convoyeurs est décantée de ses matières solides et peut ainsi être réutilisée dans le procédé. Les normes environnementales sont respectées à plus de 99 p. 100. Un léger dépassement des normes relatives à la quantité de fer a été noté lors des précipitations de juillet 1996, alors que la concentration en fer était supérieure à 4 ppm; la moyenne mensuelle, de moins de 3 ppm, respectait cependant les normes établies (J. Duval, Compagnie minière Québec-Cartier, Port-Cartier, comm. pers.).

Les eaux usées de l'usine de bouletage, des installations portuaires et des secteurs des piles de concentré et de boulettes sont rejetées en mer via sept émissaires totalisant un débit moyen de l'ordre de $19\,157\text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$ en 1995 (Tableau 10). Près de la moitié de ce débit, soit $9\,430\text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$, est attribuable à la décharge du bassin de polissage du parc à résidus. Selon les données de la compagnie, le débit des effluents ainsi que la charge en fer ont été réduits respectivement de 32 et de 55 p. 100 au cours des dernières années. Ces réductions sont liées à l'acheminement des eaux des épaisseurs à un étang de polissage. Les interventions

additionnelles prévues au plan quinquennal permettront d'ici 1998 une réduction additionnelle des charges qui atteindront donc 96 p. 100 pour les MES et de 90 p. 100 pour le fer.

Tableau 10
Débit des eaux usées, matières en suspension, fer et huiles et graisses rejetés par la
Compagnie minière Québec Cartier (Port-Cartier) dans le golfe du Saint-Laurent

<i>Paramètre</i>	<i>1993</i>	<i>1994</i>	<i>1995</i>
Débit ($m^3 \cdot j^{-1}$)	28 400	28 410	19 157
MES ($kg \cdot j^{-1}$)	3 698	4 140	4 000
Fer ($kg \cdot j^{-1}$)	1 495	1 696	754
Huiles et graisses minérales ($kg \cdot j^{-1}$)	3,8	2,2	3,6

Source : Intervention SLV 2000 (1996)

L'entreprise **Mines Wabush inc.** possède à Pointe-Noire, près de Sept-Îles, une usine de bouletage, une cour d'entreposage et des infrastructures portuaires pour le traitement et l'expédition du minerai de fer en provenance du Labrador. Les matières premières mélangées au concentré de fer sont la poussière de coke*, la bentonite, la pierre à chaux et la dolomie, cette dernière étant utilisée pour la production de boulettes autofondantes. La capacité nominale de production de l'usine s'élève à 6 096 300 t et le taux de production en 1995 correspondaient à 88 p. 100 de cette capacité.

Le procédé ne génère pas d'eaux usées industrielles. Par contre, le lavage des convoyeurs, des tours de transfert et des planchers de l'usine génère une quantité importante d'eau chargée de matières premières (concentré de fer, coke, dolomie, etc.). Une partie de ces eaux de lavage, de même que les eaux de scellement des pompes, sont dirigées vers des épaisseurs qui ont pour fonction de récupérer et de réintroduire une partie des matières premières dans le procédé. Le bilan d'eau de procédé fait en sorte que la surverse issue des épaisseurs ne peut être utilisée à 100 p. 100 et les débordements qui se produisent de façon sporadique sont dirigés vers la baie des Sept Îles.

Un traitement des eaux de bouilloire est effectué pour éviter la formation de dépôts dans les conduites; aucun rejet n'est issu de ce traitement. Les eaux sanitaires de l'usine de bouletage et des infrastructures portuaires sont acheminées vers deux fosses septiques sans élément épurateur dont les exutoires se jettent directement dans la baie des Sept Îles. Les ateliers d'entretien mécanique ainsi que le bâtiment administratif sont reliés à une installation septique constituée d'une fosse septique et d'un élément épurateur. En plus des exutoires des fosses septiques, les eaux de lavage, de drainage et de débordement sont évacuées dans la baie des Sept Îles via huit points de rejet. Depuis 1990, la compagnie effectue des travaux de canalisation des eaux de lavage vers les épaisseurs afin de diminuer le rejet des eaux rouges au golfe tout en récupérant les matières premières. Les résultats fournis par la compagnie lors de la caractérisation SLV 2000 montrent que les quatre émissaires équipés d'un débitmètre totalisent $4\,305\text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$ avec une charge en MES et en fer respectivement de $47\,032\text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ et de $5\,548\text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$. De 1993 à 1995, le débit et les charges sont demeurés stables, sauf lors de débordement des épaisseurs, comme ce fut le cas lors de la caractérisation SLV 2000. Enfin, la compagnie finalise l'installation d'un système qui visera à éliminer les surverses et à recirculer les eaux de procédés, ce qui réduira la consommation d'eau fraîche de l'usine d'environ $4\,500\text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ à $2\,200\text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$. Sa mise en service et la dernière étape du projet de récupération des eaux de lavage devraient être complétées au printemps 1997.

La compagnie **QIT-Fer et Titane inc.** exploite un gisement d'ilménite* localisé au lac Tio, à 43 km au nord de Havre-Saint-Pierre. Les eaux d'exhaure* représentent le seul type d'effluents sur ce site. En 1992 et 1993, les effluents respectaient les normes prescrites par la directive sur les industries minières du ministère de l'Environnement et de la Faune pour l'arsenic, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc, le fer, les MES et le pH (Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), 1994a).

Les installations portuaires de QIT-Fer et Titane à Havre-Saint-Pierre sont utilisées pour l'expédition par bateau du minerai concassé jusqu'à l'usine de la compagnie, à Tracy, où le minerai est traité. Le transbordement d'ilménite représente la seule activité susceptible d'entraîner une contamination métallique de l'eau et des sédiments en périphérie des installations

*à vérifier
Pas complète en cours réclamation
pour mon
Lavage
5/11/97*

portuaires de la compagnie. La quantité totale d'ilménite manutentionnée en 1993 s'élevait à 2,9 millions de tonnes.

La **Compagnie minière IOC**, à Sept-Îles, a fermé son concentrateur et son usine de bouletage en 1981. Depuis, le minerai en provenance du Labrador est classé puis chargé à son port de mer localisé à la pointe aux Basques. Les installations portuaires de la IOC sont le quai n°1 (ou vieux quai), le quai n°2 (ou nouveau quai) ainsi que le bassin des remorqueurs. Le quai n°1 est utilisé principalement pour le déchargement de marchandise en vrac telle que la bentonite, le chlorure de calcium, l'ilménite, le charbon, le coke, la pierre à chaux et les boulets de broyage. Le quai n°2 permet le transbordement du concentré, de la boulette de minerai de fer, de l'ilménite et du charbon. En 1995, la quantité totale de minerai de fer expédié à partir de Sept-Îles était d'environ 15 millions de tonnes.

3.2.1.2 *Les fabriques de pâtes et papiers*

L'entreprise **Uniforêt** de Port-Cartier (autrefois connue sous le nom de Cascades Port-Cartier inc.) a débuté ses opérations en décembre 1994. Le système d'assainissement des eaux usées «Zérotech», mis à l'essai en 1995, n'est plus en fonction. Un système de traitement secondaire par boues activées, en opération depuis l'automne 1996, permet l'épuration des eaux usées. Auparavant, les normes relatives à la DBO₅ et à la toxicité de l'effluent final (test sur la truite arc-en-ciel) étaient souvent dépassées, mais l'activation du traitement secondaire devrait rétablir la situation (P. Racine, MEF, Direction régionale de la Côte-Nord, Sept-Îles, comm. pers.).

Depuis janvier 97, les normes sont respectées

3.2.1.3 *Les alumineries*

Aluminerie Alouette inc. de Pointe-Noire (Sept-Îles) produit des lingots d'aluminium et des gueuses* depuis juin 1992. L'aluminium est produit par électrolyse ignée de l'alumine (procédé Hall-Heroult) dans des cuves munies d'anodes précurées reliées à des centres d'épuration des gaz (adsorption sur l'alumine). Le métal liquide déposé au fond des cuves est acheminé au centre de coulée qui comprend trois fours de maintien, deux lingotières et un

carrousel de coulée. La compagnie opère aussi une unité de fabrication des anodes qui regroupe un atelier à pâte, le four de cuisson des anodes, l'atelier de scellement, les entrepôts d'anodes crues et cuites, ainsi que les installations de traitement des déchets d'anodes. Enfin, un atelier de service pour le nettoyage des poches de coulée et l'entretien de leur revêtement intérieur est annexé aux salles d'électrolyse. La capacité nominale de production d'anodes est de 117 000 t. La production d'aluminium a atteint 217 500 t, soit 101 p. 100 de la capacité nominale de production.

Les installations de l'Aluminerie Alouette ne génèrent aucun rejet d'eaux industrielles. Toutes les eaux de refroidissement direct et indirect produites à l'unité de fabrication des anodes et au centre de coulée sont recirculées ou évaporées via les tours de refroidissement. Les eaux pluviales sont dirigées vers un bassin de sédimentation d'une capacité de 40 000 m³. Les eaux sanitaires de l'usine subissent un traitement primaire de type « étangs aérés ». L'effluent du bassin de sédimentation est combiné à celui des étangs aérés pour être déversé dans la baie des Sept Îles, via un seul émissaire dont le débit moyen était de 1 700 m³·j⁻¹ en 1995 (Tableau 11). D'après les données recueillies lors de la caractérisation SLV 2000 en 1995, l'effluent contient 8,3 kg·j⁻¹ de matières en suspension, 7,9 kg·j⁻¹ de fluorures, 0,6 kg·j⁻¹ d'aluminium et moins de 0,7 kg·j⁻¹ d'huiles et graisses (Tableau 12), ce qui rencontre les normes prescrites à son certificat d'autorisation émis en 1992.

Tableau 11
Débit, matières en suspension (MES) et DBO₅ des effluents de l'Aluminerie
Alouette inc. rejetés dans la baie des Sept Îles

<i>Paramètres</i>	<i>1994¹</i>	<i>1995</i>
Débit (m ³ ·j ⁻¹)	2 252	1 717
MES (kg·j ⁻¹)	13	8,3
DBO ₅ (kg·j ⁻¹)	< 8	< 2

Source : Intervention SLV 2000 (1996)

¹ : Aucune donnée de charge n'est disponible pour 1993.

Tableau 12
Estimation des charges de contaminants déversées par l'Aluminerie
Alouette inc., dans la baie des Sept Îles

<i>Paramètres</i>	<i>Charge toxique (kg·j⁻¹)</i>	
	<i>1994¹</i>	<i>1995</i>
Substances inorganiques toxiques		
Métaux traces		
Zinc total	0,13	0,04
Autres métaux		
Aluminium	1,95	0,6
Anions		
Cyanures	< L.D.	< L.D.
Fluorures	7,4	7,9
Substances organiques toxiques		
HAP totaux	< 0,005	0,0006
Huiles et graisses minérales	< 1	0,36
Phénols totaux	< L.D.	0,01

Source : Intervention SLV 2000 (1996)

¹ : Données fournies par la compagnie (résultats trimestriels).

L.D. : limite de détection.

3.2.2 Gaspésie-Nord

3.2.2.1 Secteur minier

Minéraux Noranda inc. (division Mines Gaspé) exploite un gisement de cuivre à Murdochville. Cette entreprise effectue à la fois l'extraction et la transformation du minerai. Les principales installations utilisées à cette fin comprennent une mine souterraine (Mont Needle), une mine à ciel ouvert (Mont Copper), une fonderie, une fabrique d'acide sulfurique et une usine de traitement pour le minerai oxydé. Trois types de minerai sont exploités sur le site soit le minerai sulfuré de cuivre, le minerai sulfuré de molybdène et le minerai oxydé de cuivre. Minéraux Noranda transforme $215\,600\text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ de concentré de cuivre dont près de 60 p. 100 est importé par bateau via le quai de Transports Canada, à Gaspé. La production d'acide sulfurique, un sous-produit de la fonderie, a atteint 155 000 t en 1994. Cet acide est transporté par camion jusqu'à Gaspé pour exportation sur le marché américain.

Les eaux d'exhaure et celles du parc à résidus sont acheminées jusqu'à un bassin de décantation dont l'effluent se déverse dans le ruisseau Porphyre, à la tête de la rivière York. Le débit de cet effluent était de l'ordre de $160\,000\text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$ en 1994. La composition des eaux usées respectait en 1991 et 1992 les exigences de rejet des effluents pour les contaminants visés par la directive sur les industries minières, à l'exception du cuivre (MEF, 1994a). La norme fixée à $0,1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ pour le cuivre (à cause de la présence d'une rivière à saumons) a été dépassée à une reprise en 1992 et en 1993. Les charges d'autres contaminants rejetées par l'entreprise ne sont pas connues. À ce jour, aucune caractérisation n'a permis de déterminer si les contaminants rejetés par Minéraux Noranda dans la rivière York parviennent jusqu'à la baie de Gaspé.

3.2.3 Gaspésie-Sud-Baie-des-Chaleurs

3.2.3.2 Les pâtes et papiers

La Compagnie Gaspésia ltée est localisée à Chandler, sur le côté sud de la Gaspésie, face au golfe du Saint-Laurent. L'usine fabrique du papier journal à partir d'un mélange de pâte mécanique produite par meules (PMM) et de pâte chimico-mécanique au bisulfite à très haut rendement (PCMB) (J. Guérard, Compagnie Gaspésia ltée, Chandler, comm. pers.). La pâte

mécanique est produite à partir de billes de bois écorcées tandis que les copeaux de bois utilisés pour la PCMB sont produits à l'usine ou achetés. Les PMM et PCMB sont ensuite mélangées avec de la pâte kraft achetée avant d'être acheminées vers les machines à papier. L'usine fabrique environ $700 \text{ t}\cdot\text{j}^{-1}$ de papier journal. En septembre 1996, l'usine avait dû cesser la production pendant sept semaines durant l'année par manque de commandes.

Auparavant, les eaux usées ne subissaient qu'un traitement primaire avant d'être rejetées dans le Golfe et la baie du Grand Pabos via deux émissaires. Depuis septembre 1995, afin d'être conformes aux normes du MEF, un clarificateur primaire et un traitement biologique par boues activées avec bassins d'aération assurent l'assainissement des eaux usées de l'usine. Les effluents sont rejetés dans le Golfe à un débit d'environ $35\,000 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, via un seul émissaire submergé, à 185 m de la rive, et situé entre l'anse à l'Îlot et l'île Dupuis. Depuis l'installation du traitement secondaire des effluents, la DBO_5 est passé de $16,9 \text{ t}\cdot\text{j}^{-1}$ en 1994 à moins de $1 \text{ t}\cdot\text{j}^{-1}$ en 1996; de même, les MES ont chuté d'environ 60 p. 100, allant de $3 \text{ t}\cdot\text{j}^{-1}$ à $1,2 \text{ t}\cdot\text{j}^{-1}$ (Tableau 13).

Tableau 13
Débit des effluents, DBO_5 et MES rejetés par la Compagnie Gaspésia ltée de Chandler dans le golfe du Saint-Laurent

Paramètre	1993	1994	1996
Débit ($\text{m}^3\cdot\text{j}^{-1}$)	47 827	49 700	35 000
DBO_5 ($\text{t}\cdot\text{j}^{-1}$)	18,4	16,9	< 1,0
MES ($\text{t}\cdot\text{j}^{-1}$)	3,3	3,0	1,2

Source : MEF (1994b) et Jean Guérard, Compagnie Gaspésia ltée, Chandler (comm. pers.).

Dans le cadre du Plan de réduction des rejets industriels (PRRI), les effluents de la Compagnie Gaspésia ltée ont été caractérisés (Tableau 14). En 1991, les effluents ne subissaient qu'un traitement primaire et on retrouvait, entre autres, $287 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ d'acides gras et résiniques, $72 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ d'huiles et graisses minérales, $17 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ de composés organiques volatils non halogénés

et $11 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ de composés phénoliques non chlorés. À la suite de la mise en opération des nouvelles installations de traitement des eaux usées, les échantillons de 1996 montraient une baisse considérable de la charge en contaminants dans les effluents. Tous les types d'analyses faits lors de la caractérisation de 1991 ne sont pas exigés par le MEF, ce qui explique les données manquantes en 1996.

Tableau 14
Estimations des charges en contaminants déversées par la Compagnie
Gaspésia ltée dans le golfe du Saint-Laurent .

<i>Paramètres</i>	<i>Charges (kg j⁻¹)</i>	
	<i>1991¹</i>	<i>1996²</i>
Substances inorganiques		
Métaux lourds		
Cuivre	0,30	0,0
Zinc	9,98	0,0
Plomb		< 0,001
Autres métaux		
Fer	65,3	
Manganèse	49,6	
Aluminium		< 0,001
Autres		
Bore	27,9	
Cyanures	0,11	
Phosphore total	41,6	
Sulfates	10 881	
Substances organiques		
Acide gras		
Acide linoléique	48,48	ND
Acide oléique	16,29	ND
Acide stéarique	4,56	0,003
Acide résineux		
Acide abiétique	56,27	< 0,0001 ³
Acide chlorodéhydroabiétique	2,28	ND
Acide déhydroabiétique	78,63	< 0,0014
Acide isopimarique	25,53	ND
Acide néoabiétique	9,73	ND

Paramètres	Charges (kg j ⁻¹)	
	1991 ¹	1996 ²
Acide palustrique	31,56	ND
Acide pimarique	3,76	ND
Acide sandaracopimarique	10,12	
Composés organiques volatils non halogénés		
Acétone	1,87	
Toluène	15,13	
Huiles et graisses		
Huiles et graisses minérales	72,6	
Phénols non chlorés		
Crésols (o, m et p)	3,56	
Eugénol	1,43	
Guaiacol	2,49	
Isoeugénol	1,57	
Phénol	2,23	

Source : Jean Guérard, Compagnie Gaspésia ltée, Chandler, comm. pers..

¹ :Charges totales évaluées du 17 au 19 septembre 1991 pour les deux effluents de la papetière, soit à la sortie de l'étang de sédimentation et celui de la préparation de la pâte chimico-mécanique au bisulfite. Exigences pour le plan de réduction des rejets industriels (PRRI).

² :Mesures effectuées de janvier à août 1996 à la sortie de l'effluent final de la fabrique selon les exigences du MEF. Le système de traitement des rejets a été modifié en 1995. Toutes les analyses exigées lors du PRRI ne sont plus exigées, ce qui explique les données absentes.

³ :Non détecté (ND) 5 mois sur 8.

⁴ :Non détecté 6 mois sur 8.

L'usine **Emballages Stone (Canada) inc. Division Chaleur**, de New Richmond, produit du carton doublure à partir de pâte kraft écrue fabriquée sur place. Le taux moyen de production est de 645 t·j⁻¹ pour environ 350 jours d'opération par année. L'approvisionnement en bois à l'usine se fait sous forme de copeaux (64 p. 100) et de sciures (36 p. 100) entreposés en piles sur le site de l'usine. Ces matières premières sont tamisées et ensuite dirigées vers la salle de préparation de la pâte kraft. La lessive usée en provenance de la cuisson de la pâte est récupérée, évaporée, concentrée et incinérée dans la fournaise de récupération en vue de régénérer les produits chimiques pour la cuisson. La fabrique n'utilise aucun procédé de

blanchiment (P. Sanschagrín, Emballages Stone inc., Division Chaleur, New Richmond, comm. pers.).

L'usine possède, depuis septembre 1995, un système de traitement des eaux usées par bassin d'aération dont la capacité est de 80 000 m³ et auquel est annexé un bassin d'urgence d'une capacité de rétention de douze heures. Un système de retenue des fibres et un bassin de sédimentation pour le traitement des eaux de l'atelier de caustification* est présent sur le site de l'usine. Les lies de liqueur verte* recueillies dans ce bassin sont actuellement disposées au lieu d'enfouissement de l'usine. Ce système sera modifié en 1997, alors que les lies traverseront un filtre, seront asséchées puis acheminées vers le site d'enfouissement (P. Sanschagrín, comm. pers.). Les eaux usées des différentes parties de l'usine sont dirigées vers un réservoir central, d'où elles sont pompées vers la baie des Chaleurs, via une conduite sous pression se terminant par un diffuseur. La portion terrestre de cette conduite est souterraine alors que la portion aquatique est submergée et recouverte de béton. L'extrémité du diffuseur est à une profondeur variant de 11 à 14 mètres selon la marée (Dessau/ACRES, 1994).

Les eaux rejetées comprennent une bonne partie des condensats* en provenance du cycle de récupération de la lessive usée, les eaux usées de la machine à carton, de la fabrique de pâte et du contrôle thermique, ainsi que les effluents clarifiés du bassin de sédimentation. Les eaux de refroidissement sont mélangées aux eaux de procédé, alors que les eaux sanitaires sont pompées vers le réseau municipal (Dessau/ACRES, 1994).

La mise en place de dispositifs de pré-traitement et de traitement primaire ont permis de réduire considérablement la charge en DBO₅, d'environ 90 p. 100 entre 1990 et 1995 (Tableau 15). Depuis 1971, la charge en MES est passé de 5 500 kg·j⁻¹ (Dessau/ACRES, 1994) à 1 582 kg·j⁻¹ en 1990, pour atteindre aujourd'hui 3 571 kg·j⁻¹. Cette hausse récente est attribuable au changement de procédé des eaux usées. En effet, le traitement en bassin aéré avec agitation maintient la biomasse en surface; aucun système de sédimentation ou de filtration n'étant présent après le bassin aéré, les MES sont rejetés dans la Baie. Malgré cette hausse, les valeurs mesurées dans l'effluent se retrouvent sous la norme limite moyenne permise par la réglementation, qui est de 5 200 kg·j⁻¹. Le débit moyen varie entre 35 000 et 40 000 m³·j⁻¹ (P. Sanschagrín, comm. pers.).

Lors de la caractérisation des effluents faite en 1991 dans le cadre du PRRI, on retrouvait, entre autres, $33 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ d'acides gras et résiniques, $80 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ d'huiles et graisses minérales et $43 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ de composés phénoliques non-chlorés (Tableau 16). Les données des analyses, effectuées entre janvier et août 1996, ne paraissent pas au tableau. La compagnie estime que les analyses effectuées surévaluent la charge toxique de l'effluent et elle vérifie actuellement les résultats. Cependant, les analyses montrent que l'acide stéarique est trouvé régulièrement, que l'acide déhydroabiétique a été mesuré une seule fois et que les autres acides gras et résiniques sont sous le seuil de détection. L'analyse des métaux présents dans l'effluent n'est pas demandée par le MEF lors des vérifications mensuelles (P. Sanschagrín, comm. pers.).

Tableau 15
Débit, DBO₅ et MES des effluents de la compagnie Emballages Stone
(Canada) inc., de New Richmond, dans la baie des Chaleurs

<i>Paramètre</i>	<i>1990</i>	<i>1991</i>	<i>1992</i>	<i>1993¹</i>	<i>1994</i>	<i>1995</i>	<i>1996²</i>
Débit (m ³ ·j ⁻¹)	35 175	35 855	38 730	39 678	36 493	35 891	40 531
DBO ₅ (kg·j ⁻¹)	5 446	3 307	3 505	3 336	3 212	2 201	645
MES (kg·j ⁻¹)	1 582	1 430	1 508	1 243	1 560	1 791	3 571

Source : Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ; 1991a, 1992a, 1993a); MEF (1994 b,c); P. Sanschagrin (comm. pers.)

¹ :il y a eu arrêt de production (total ou partiel) au cours des mois de mars, avril et août 1993. Les données récoltées pour ces mois n'ont pas été considérées dans le calcul des valeurs moyennes.

² :Données cumulées pour les mois de janvier à août 1996

Les eaux sanitaires de l'usine sont pompées vers le réseau municipal de la ville de New Richmond. Finalement, des investissements de l'ordre de 25 millions de dollars ont été annoncés par la fabrique en novembre 1995, pour réduire les émissions atmosphériques de l'usine et se conformer aux normes environnementales.

3.2.4 Îles de la Madeleine

La **Société canadienne de sel** exploite la seule mine de sel du Québec, localisée à Grosse-Île aux îles de la Madeleine. Le minerai concassé est entreposé dans des silos avant d'être chargé sur des bateaux. Le traitement étant effectué à sec, aucun effluent n'est généré par l'exploitation. Le 28 avril 1995, des infiltrations d'eau dans la mine ont entraîné temporairement la cessation des opérations. À l'heure actuelle, la compagnie n'a pas repris ses activités.

Tableau 16
Estimation des charges toxiques déversées par Emballages Stone
(Canada) inc. en 1991, dans la baie des Chaleurs

<i>Paramètres</i>	<i>Charge toxique (kg j⁻¹)</i>
Substances inorganiques	
Métaux	
Chrome	2,09
Manganèse	39,1
Anions et autres	
Azote ammoniacal	57,5
Phosphore total	4,7
Sulfates	8 997
Sulfures	333
Substances organiques	
Acide gras	
Acide linoléique	7,44
Acide oléique	4,32
Acide stéarique	0,37
Acide résineux	
Acide abiétique	3,95
Acide déhydroabiétique	9,03
Acide isopimarique	2,95
Acide néoabiétique	0,69
Acide palustrique et acide lévopimarique	2,83
Acide pimarique	0,43
Acide sandaracopimarique	0,98
Huiles et graisses	
Huiles et graisses minérales	79,9
Phénols non chlorés	
Crésols (o, m et p)	0,074
Eugénol	0,466
Guaiacol	42,31
Phénol	0,523

Source : P. Sanschagrin (comm. pers.)

3.2.5 Industries sur la rive sud de la baie des Chaleurs

Plusieurs autres établissements industriels d'importance sont implantés sur la rive sud de la baie des Chaleurs, au Nouveau-Brunswick (Tableau 17 et Figure 30). La fonderie de plomb de la **Brunswick Mining and Smelting Ltd**, à Belledune, est la plus connue. Son exploitation a entraîné, dans les années 1970, une contamination importante en cadmium de l'eau, des sédiments et des crustacés en périphérie du port de Belledune (Bewers *et al.*, 1987). Depuis 1981, les concentrations en métaux dans les effluents liquides ont été réduites de 97 p. 100 grâce à un système amélioré de traitement (Uthe *et al.*, 1986). Aujourd'hui, le volume d'effluent déversé dans la baie des Chaleurs est d'environ $150 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Cette entreprise possède aussi à Belledune une usine de fertilisants (phosphate diammoniaque) dont la matière première est l'acide sulfurique, un sous-produit de la transformation du plomb. Cette usine, connue sous le nom de la **Brunswick Fertilizer Ltd**, déversait ses eaux usées dans la baie des Chaleurs, mais n'est plus en opération aujourd'hui.

Dans le secteur des pâtes et papiers, trois entreprises sont implantées sur la rive sud de la baie des Chaleurs, soit la **Stone Container (Canada) inc.** à Bathurst, **Avenor inc.** à Dalhousie ainsi que **Alcell Forest Products inc. (AFP)** à Atholville

Cette dernière papetière a été construite en 1995 sur l'emplacement de l'usine de pâte au bisulfite de la **Atholville Pulp inc.** dont les opérations ont cessé en 1991. Pour la période d'octobre à décembre 1995, l'usine AFP produit environ $30\,000 \text{ t} \cdot \text{j}^{-1}$ de pâte blanchie à partir de feuillus (érable, bouleau, peuplier) selon un nouveau procédé de mise en pâte à base d'alcool dénaturé, connu sous le nom de procédé Alcell. Cette technologie prévoit la récupération des coproduits (lignine, furfural*, acide acétique et sucres de bois), ainsi que la récupération de l'alcool pour sa réutilisation dans le procédé d'extraction. Un traitement secondaire par boues activées a été mis en place au mois de décembre 1995 pour l'épuration de l'effluent liquide qui se déverse dans la rivière Ristigouche. Cependant, des problèmes techniques au niveau du système d'épuration a conduit à la fermeture temporaire de l'usine dès février 1996. En février 1997, la production n'était toujours pas reprise à l'usine d'Atholville, malgré la réparation du système, à cause de mauvaises conditions économiques dans le secteur des pâtes et papiers. Aucun effluent

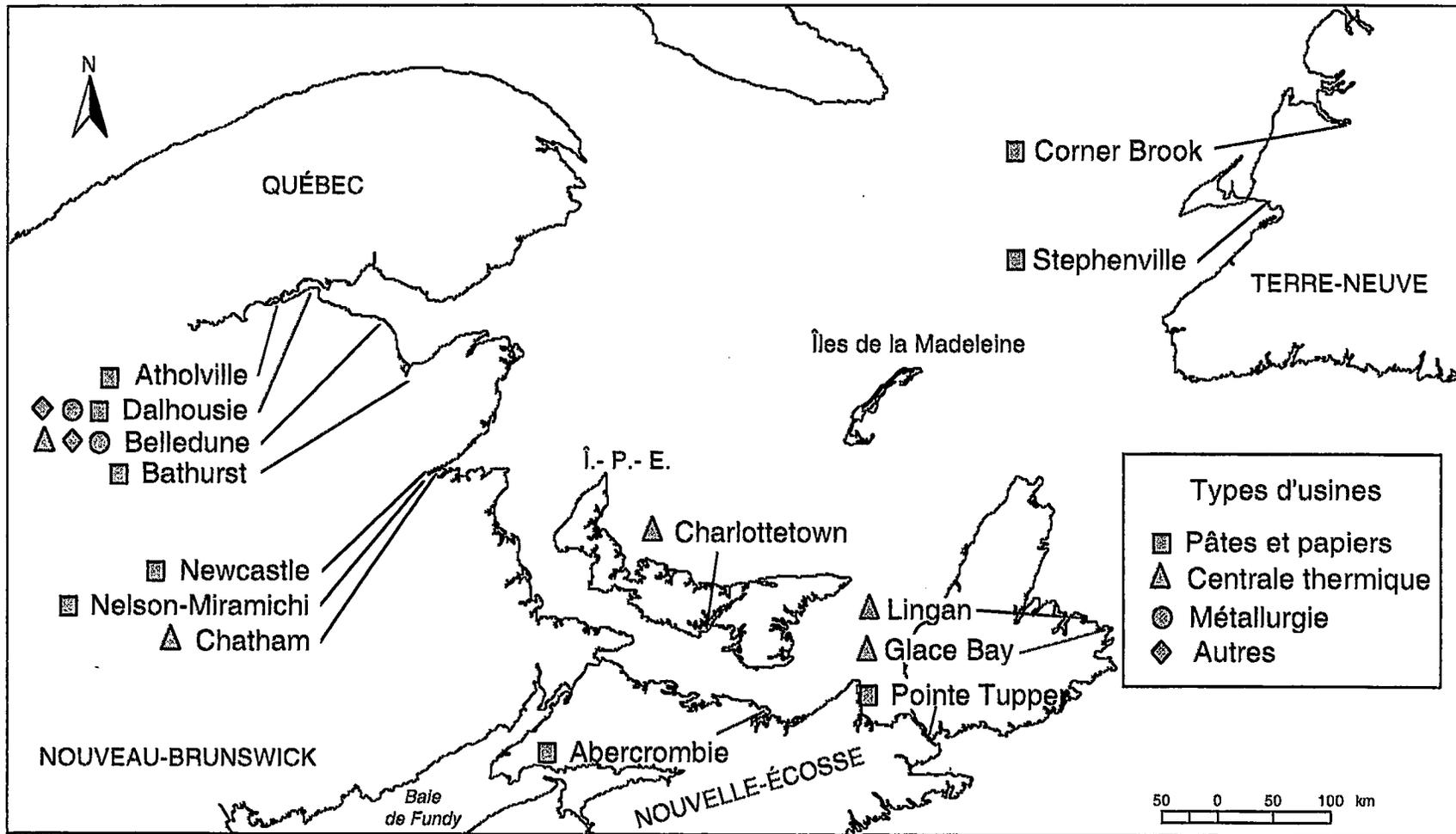
n'a donc été déversé dans la Baie depuis (G. Keays, Alcell Forest Products, Atholville, comm. pers.).

Dans le secteur de la chimie inorganique, une usine de chlore et de soude caustique est exploitée par **ICI Canada inc.** à Dalhousie. La contamination en mercure des sédiments et du homard à l'embouchure de la rivière Ristigouche a été attribuée aux rejets de cette usine (Matheson et Bradshaw, 1985).

Trois centrales thermiques sont présentes le long de la rive sud de la baie des Chaleurs. Les deux plus anciennes sont localisées à Dalhousie : celle construite en 1969 fonctionne au mazout et a une capacité de 100 MW, alors que l'autre, construite dix ans plus tard, fonctionne au charbon et produit 200 MW (Eaton *et al.*, 1994). Une troisième centrale construite en 1993, à Belledune, produit 450 MW d'électricité et est alimentée au charbon.

3.2.6 Autres usines des provinces de l'Atlantique

De nombreuses usines des provinces de l'Atlantique sont sises sur les rives du golfe du Saint-Laurent. Parce qu'elles contribuent à la contamination globale du Golfe, via les effluents et les émissions atmosphériques, elles sont indiquées dans le présent rapport, mais leurs effluents ne seront pas décrits. Ces usines appartiennent à différents secteurs d'activité économique : pâtes et papiers, métallurgie, énergie, mines (Tableau 17 et Figure 30). Parmi les usines de pâtes et papiers des provinces de l'Atlantique, quatre d'entre elles utilisent le blanchiment au chlore, soit Atholville, Newcastle, New Glasgow et Port Hawkesbury.



Source : Eaton et al. (1994)

Figure 30. Usines des provinces de l'Atlantique présentes sur les rives du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs

Tableau 17
Usines des provinces de l'Atlantique présentes sur les rives du golfe du
Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs, cours d'eau récepteur
des effluents et secteur d'activité industrielle.

<i>Lieu</i>	<i>Usine</i>	<i>Cours d'eau récepteur</i>	<i>Industrie</i>
Nouveau-Brunswick			
Atholville	• Alcell Forest Products inc.	rivière Ristigouche	pâtes et papiers
Bathurst	• Stone Container (Canada) inc.		pâtes et papiers
Belledune	• Brunswick Mining and Smelting Corporation	baie des Chaleurs	fonderie de zinc
	• Brunswick Fertilizer ltd	baie des Chaleurs	usine d'engrais phosphaté
	• centrale thermique	baie des Chaleurs	électricité thermique
Dalhousie	• Avenor	baie des Chaleurs	pâtes et papiers
	• centrales thermiques 1 & 2	Eel Bay	électricité thermique
	• ICI Canada inc.	baie des Chaleurs	usine de chlore et de soude caustique
Chatham	• centrale thermique	rivière Miramichi	électricité thermique
Nelson-Miramichi	• Repap New Brunswick inc. (thermo-mécanique)	rivière Miramichi	pâtes et papiers
Newcastle	• Repap New Brunswick inc. (kraft)	rivière Miramichi	pâtes et papiers
Nouvelle-Écosse			
Abercrombie	• Scott Maritimes ltd	détroit de Northumberland	pâtes et papiers
Point Tupper	• Stora Forest Industries ltd	Détroit de Canso	pâtes et papiers
Lingan	• centrale thermique	océan Atlantique	électricité thermique
Glace Bay	• centrale thermique	lac Little Glace Bay	électricité thermique
Île-du-Prince-Édouard			
Charlottetown	• centrale thermique	port de Charlottetown	électricité thermique
Terre-Neuve			
Stephenville	• Abitibi-Price ltd	baie de Saint-Georges	pâtes et papiers
Corner Brook	• Corner Brook Pulp & Paper ltd	Humber Arm	pâtes et papiers

Source : Eaton et al. (1994)

3.3 Lieux contaminés riverains

Seize lieux reconnus contaminés et cinq potentiellement contaminés ont été répertoriés à partir des inventaires des gouvernements provincial (programme GERLED, MENVIQ (1991b,c) et MEF (1996)) et fédéral (D'Aragon, Desbiens, Halde & Associés ltée et Roche ltée, 1992). Plusieurs de ces sites sont situés à plus de vingt kilomètres à l'intérieur des terres (p. ex., les parcs à résidus en Gaspésie) alors que d'autres ne présentent qu'un faible risque de contamination locale du sol et de la nappe d'eau souterraine. Ainsi, neuf des vingt-et-un sites répertoriés présentent un risque de contamination des eaux de surface du Golfe ou de l'un de ses tributaires (Tableau 18). Chacun de ces sites et les interventions qui y ont été réalisées afin d'éliminer les polluants ou de prévenir leur dispersion en milieu aquatique sont décrits dans cette section.

3.3.1 Inventaire provincial des lieux contaminés

Aucun site d'élimination de déchets dangereux selon l'inventaire GERLED n'est présent aux îles de la Madeleine. Les lieux identifiés dans l'inventaire provincial sont situés sur la Côte-Nord et en Gaspésie et ont été classés dans l'une ou l'autre des catégories suivantes :

- Déclassé : Après intervention, les risques de contamination directe ou indirecte de l'environnement ou de la population sont estimés insuffisants pour retenir ce lieu dans les autres catégories.
- Catégorie I : Lieu présentant un potentiel de risque pour la santé publique et(ou) un potentiel de risque élevé pour l'environnement.
- Catégorie II : Lieu présentant un potentiel de risque moyen pour l'environnement et(ou) un faible potentiel de risque pour la santé publique.
- Catégorie III : Lieu présentant un faible potentiel de risque pour l'environnement mais aucun risque pour la santé publique.
- Catégorie IIIR : Lieu restauré dont une partie ou la totalité des déchets, résidus, sols ou matières dangereuses demeure sur place et fait l'objet d'un suivi. Ce lieu présente un faible potentiel de risques pour l'environnement, mais aucun risque pour la santé publique.

Site déclassé

Le dépôt de barils de la rivière Manitou-Nord-Ouest est situé à 4,0 km au nord de la baie de Mingan. Près de 2 000 barils ayant apparemment contenu du bitume y ont été accumulés sur une superficie de près de 700 m². Les eaux de ruissellement en provenance du dépôt sont chargées de rouille et s'écoulent dans la rivière Manitou-Nord-Ouest. Cette rivière se jette dans la rivière Manitou, elle-même tributaire de la rivière Mingan, reconnue comme rivière à saumons. Le contenu résiduel des barils (hydrocarbures et autres contaminants organiques) a donc été identifié comme une source de contamination potentielle de la rivière Manitou.

Le Ministère des Transports du Québec (MTQ), propriétaire du terrain, a retiré la presque totalité des barils en 1987 et en 1990. Des travaux de nivellement et de revégétation ont aussi été réalisés.

L'ancien dépotoir de Port-Cartier (1968-1978), situé à six kilomètres au sud-ouest de cette municipalité, a été déclassé. On y a acheminé des déchets domestiques, des boues de fosses septiques et des déchets industriels. La nature exacte de ces déchets est inconnue. Comme les eaux de drainage s'écoulent vers la rivière Vachon, les déchets accumulés dans ce dépotoir présentent un risque indirect pour la santé publique par le biais de la chaîne alimentaire. Des travaux de restauration sont actuellement en cours.

Le dernier site correspond à l'ancien dépotoir de Port-Cartier (avant 1968), situé au nord de cette même agglomération et à 1,2 km de la rivière aux Rochers. Les produits qui ont été acheminés à ce dépotoir sont des déchets domestiques, des déchets liquides et des résidus provenant de silos à grain et, vraisemblablement, des déchets industriels de nature inconnue. Le drainage se fait en direction de la rivière aux Rochers, une rivière à saumons, qui est aussi utilisée pour l'approvisionnement en eau potable de Port-Cartier, la prise d'eau se trouvant à 1 km en aval. Les déchets industriels éliminés à ce dépotoir présentent un risque potentiel de contamination de la rivière, mais menacent peu la santé publique à cause du fort débit du cours d'eau. Des travaux de restauration sont actuellement en cours.

Le dépotoir de Mines Wabush à Pointe-Noire, près de Sept-Îles, est situé dans une ancienne sablière et contenait près de 4 300 barils de graisses ayant été utilisées comme lubrifiant

par la compagnie. Les eaux de drainage du site s'écoulent directement dans la baie des Sept Îles, après lessivage des hydrocarbures provenant des barils endommagés. La restauration de ce site a débuté en 1988; les barils d'hydrocarbures ont été déchiquetés sur le site, les graisses ont été solidifiées et le tout a été retiré du dépotoir pour récupération. Cette opération a pris fin en 1991 et la décontamination de ce site s'est terminée en 1995. Le dossier est maintenant clos.

Sites de catégorie III

Le site d'enfouissement de la papetière Emballages Stone (Canada) inc. de New Richmond reçoit différents types de résidus générés au cours des étapes de tamisage des copeaux de bois, de fabrication de la pâte kraft et de récupération de la lessive usée de cuisson. Les lies de liqueur verte retirées du bassin de sédimentation des eaux en provenance de l'atelier de caustification sont aussi acheminées à ce site. Ces résidus contiennent des métaux dont les plus abondants sont le calcium, le sodium, le fer, le potassium, le magnésium et l'aluminium (Lavallée, 1995). Les principaux contaminants organiques retrouvés dans les résidus de traitement primaire provenant de la machine à papier et du tamis rotatif sont les acides gras et résineux en faibles concentrations. Aucun BPC, hydrocarbure volatil ni HAP ne fut retrouvé dans les résidus analysés (Lavallée, 1995). En 1996, la compagnie a entrepris les procédures nécessaires afin de faire retirer ce lieu de l'inventaire GERLED.

Un canal de drainage passe à proximité du lieu de dépôt et se jette dans l'estuaire de la Petite rivière Cascapédia (barachois de New Richmond). Les analyses de la qualité de l'eau de la nappe souterraine effectuées périodiquement n'ont révélé la présence excédentaire d'aucun contaminant. La présence de substances métalliques et organiques sur le site de dépôt présente toutefois un risque de contamination des eaux souterraines, ainsi que de celles du barachois.

Le lieu d'enfouissement de solides contaminés par du mazout, situé à 4 km à l'est de Carleton et à 900 m du littoral de la baie des Chaleurs, a été créé en 1975. Des tranchées de 4,5 m de profondeur ont été creusées pour y déposer, sur une épaisseur de 3 m, des solides contaminés par les hydrocarbures. Les solides sont constitués de sable et de gravier de plage ainsi que de débris de bois qui ont été contaminés à la suite du naufrage d'un navire dans la baie des

Chaleurs. Les dépôts de surface sont constitués de limon stratifié reposant sur une couche de limon argileux de faible perméabilité. Un fossé de 0,6 m de profondeur a été creusé autour du lieu d'enfouissement pour évacuer les eaux de ruissellement. Aucune caractérisation des eaux de drainage n'a été faite. Ces eaux potentiellement contaminées vont rejoindre un ruisseau qui s'écoule sur une distance de 1,5 km avant d'atteindre la baie des Chaleurs. Ce lieu a donc été classé comme présentant un faible potentiel de risque pour l'environnement.

3.3.2 Sites de propriété fédérale

Les terrains fédéraux reconnus contaminés et les sites fédéraux potentiellement contaminés ont été hiérarchisés selon trois niveaux d'intervention reflétant les risques pour la santé et l'environnement, et l'urgence des interventions à apporter. Les sites de priorité 1 supposent des interventions immédiates, ceux de priorité 2, des interventions à moyen terme et finalement, les sites de priorité 3, qui ne sont pas considérés dangereux et qui ne sont pas retenus dans le présent document.

Parmi les sites répertoriés dans le secteur d'étude, on retient un site contaminé (aéroport de Sept-Îles) et deux potentiellement contaminés (aéroports de Gaspé et des îles de la Madeleine). L'entreposage et la manutention de produits pétroliers dans ces aéroports représentent la principale préoccupation. Aux aéroports de Sept-Îles et des Îles-de-la-Madeleine, les risques sur le milieu marin sont considérés comme moyens. À Gaspé cependant, la nature du substrat (sable/gravier) fait que les risques de migration des contaminants potentiels sont élevés et qu'ils peuvent affecter les saumons de la rivière Saint-Jean, ainsi que la sauvagine qui niche à l'embouchure du cours d'eau.

Tableau 18
Inventaires des lieux d'élimination de déchets dangereux

<i>Localisation</i>	<i>Description du site</i>	<i>Catégorie*</i>	<i>Contaminants identifiés lors de la caractérisation</i>	<i>Impacts appréhendés au cours des années 90</i>	<i>Situation en 1996</i>
Inventaire provincial					
Mingan	Dépôt de barils sur le bord de la rivière Manitou-Nord-Ouest	déclassé	Hydrocarbures et autres contaminants organiques	Contamination de la rivière Manitou	Retrait des barils en 1987 et 1990; site restauré
Port-Cartier	Ancien dépotoir de Port-Cartier (1968-1978)	déclassé	Déchets industriels et domestiques	Contamination potentielle de la rivière Vachon	Travaux de restauration en cours
	Ancien dépotoir de Port-Cartier (avant 1968)	déclassé	Hydrocarbures, déchets industriels et domestiques	Contamination potentielle de la rivière aux Rochers	Travaux de restauration en cours
Sept-Îles	Dépotoir de Mines Wabush à Pointe-Noire	déclassé	Hydrocarbures	Contamination potentielle d'une zone de la baie des Sept Îles	Restauration terminée en 1991
New Richmond	Site d'enfouissement de la compagnie Emballages Stone (Canada) inc.	III	Métaux et résidus industriels	Contamination de la nappe d'eau souterraine et de la Petite rivière Cascapédia	Suivi en cours
Carleton	Site d'enfouissement de solides contaminés par le mazout	III	Hydrocarbures	Contamination de la nappe d'eau souterraine et d'un tributaire de la baie des Chaleurs	Aucun changement

<i>Localisation</i>	<i>Description du site</i>	<i>Catégorie*</i>	<i>Contaminants identifiés lors de la caractérisation</i>	<i>Impacts appréhendés au cours des années 90</i>	<i>Situation en 1996</i>
Inventaire fédéral					
Sept-Îles	Aéroport de Sept-Îles	C.2	Produits pétroliers	Ne menace pas directement la baie des Sept Îles	Projet de restauration en marche pour l'ancien site d'entraînement des pompiers
Gaspé	Aéroport de Gaspé	P.2	Hydrocarbures et HAP	Risques environnementaux considérés comme majeurs sur la rivière Saint-Jean	
Havre-aux-Maisons	Aéroport des Îles-de-la-Madeleine	P.2	Hydrocarbures et solvants	Ne menace pas directement la lagune du Havre aux Maisons	Projet de restauration complété pour le site d'entraînement des pompiers

Source : MENVIQ (1991 b,c), D'Aragnon Desbiens Halde associés ltée (1992) et MEF (1996).

- * Catégorie I : Lieux présentant un potentiel de risque pour la santé publique et/ou de risque élevé pour l'environnement.
- Catégorie II : Lieux présentant un potentiel de risque moyen pour l'environnement et/ou un faible potentiel de risque pour la santé publique.
- Catégorie III : Lieux présentant un faible potentiel de risque pour l'environnement, mais aucun risque pour la santé publique.
- Priorité C.2 : Installation reconnue contaminée; interventions recommandées à moyen terme.
- Priorité P.2 : Installation potentiellement contaminée; potentiel de risque pour l'environnement.



3.4 Transport maritime et activités portuaires

Le Saint-Laurent est une voie maritime très fréquentée. Le tronçon Cacouna–Sept-Îles est le plus achalandé, avec près de 7 000 voyages commerciaux en 1991 (Garde côtière canadienne, 1993). Ces navires représentent des sources potentielles de pollution, lors d'accidents (collision, échouage), par suite du rejet des eaux de lavage et de ballast* directement dans la mer ou encore au cours du transbordement de marchandises dans les ports. Une contamination par les hydrocarbures peut être aussi occasionnée lors d'accidents, de ravitaillement en carburant ou de déchargement des pétroliers. La contamination par les hydrocarbures est l'une de celles ayant les répercussions les plus néfastes sur l'environnement dû surtout aux grandes quantités de produits déversées dans un laps de temps relativement court. Les déversements de pétrole enregistrés chaque année par la Garde côtière canadienne dans le territoire à l'étude ne dépassent généralement pas une tonne et sont qualifiés de mineurs. Leurs répercussions directes sur le milieu marin sont généralement faibles mais ils contribuent à accroître la concentration globale d'hydrocarbures dans les sédiments de la zone côtière (Pelletier *et al.*, 1991).

Le 7 septembre 1970, la barge *Irving Whale*, contenant 4 270 t de mazout lourd de type Bunker C n°6, a sombré lors d'une tempête faisant rage dans le Golfe. La barge est demeurée sur le fond, à 60 km au nord-est de l'île du Prince-Édouard et à 100 km à l'est des îles de la Madeleine, jusqu'à son renflouage, le 30 juillet 1996. Au moment du naufrage, de 400 à 600 t de mazout ont été déversées dans le Golfe. Dans les deux jours suivant le naufrage, une nappe de pétrole s'est formée, atteignant une superficie de près de 400 km². Près de 200 t de pétrole se sont dirigées vers les îles de la Madeleine, souillant 80 km de rivages. Pour nettoyer les plages, plus de 200 000 sacs de résidus huileux ont été recueillis et ensevelis dans les dunes. Depuis ce temps, la GCC a récupéré la majeure partie de ces sacs. Malgré sa proximité, l'île du Prince-Édouard a été peu touchée par le mazout, une faible quantité ayant atteint ses côtes en décembre 1970, à la hauteur de North Point (Marex International Ltd, 1992).

Depuis son naufrage, le *Irving Whale* a fait l'objet d'une surveillance étroite de la part de la Garde côtière canadienne. Ce n'est qu'après plusieurs études que la décision de renflouer la

barge a été prise. À l'époque, on ne connaissait pas encore l'existence à bord d'une quantité importante de biphényles polychlorés (BPC). Ce n'est que le 23 juin 1995 que la Garde côtière canadienne a été informée que le système de chauffage en circuit fermé renfermait un liquide appelé *Monsanto MCS 295S*, un fluide conducteur de chaleur qui permettait de maintenir la cargaison de mazout à une température suffisante pour permettre son déchargement. Ce liquide est constitué de 80 p. 100 de BPC, plus précisément d'Aroclor 1242, et 20 p. 100 de chlorobenzènes (Gilbert et Walsh, 1996).

Le 30 juillet 1996, l'*Irving Whale* a finalement été renflouée. La barge a par la suite été conduite au port de Halifax, où elle a été nettoyée. Lors du renflouage, une quantité estimée à 2 000 l d'hydrocarbures s'est échappée. Ce n'est que suite à l'opération qu'on s'est rendu compte qu'il ne restait que 20 p. 100 de la quantité initiale de BPC dans la barge. Globalement, on peut prétendre que le renflouage a été un succès (J. Cinq-Mars, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, comm. pers.). Des recherches et des analyses sont en cours afin d'évaluer les niveaux et l'étendue de la contamination des sédiments et du biote aux environs du site du naufrage.

Le naufrage du *Rio Orinoco*, en octobre 1990, représente le second déversement majeur d'hydrocarbures le long des rives québécoises du Golfe. Ce navire s'est échoué sur la rive sud de l'île d'Anticosti à moins de 1,0 km de la baie Ellis, près de Port-Menier, avec à son bord 9 000 t d'asphalte liquide, 250 t de mazout et 28 t de diesel. Les pertes lors du naufrage ont été estimées à 200 t de mazout (Audet, 1993). Aucune fuite de la cargaison de bitume n'a été rapportée, puisque le bateau était muni d'une double coque. Les hydrocarbures ont souillé une trentaine de kilomètres de la côte sud de l'île. Les travaux de nettoyage et de restauration des rives ont été effectués en octobre et novembre 1990, ainsi qu'en juillet 1991. Plusieurs essais visant à renflouer le navire se sont avérés vains. Ce n'est qu'en août 1991 que le *Rio Orinoco* a pu être renfloué et il a été remorqué jusqu'au port de Sept-Îles (Audet, 1993). L'opération de renflouage a occasionné des pertes additionnelles de l'ordre de 1 à 5 t de mazout à 5 km au sud-est de l'île. Ce mazout a été récupéré en bonne partie et n'a pas atteint la zone côtière.

Le *Haltren I*, appartenant à la compagnie Techno-Marine, s'est échoué à l'île d'Anticosti en décembre 1995. Un déversement de vieux mazout a été noté à l'été suivant. Lorsque le pompage du mazout aura été effectué, les réservoirs et ouvertures de la barge seront scellés et elle ne représentera plus de risque pour l'environnement.

Un déversement mineur de mazout de type Bunker C s'est produit dans la baie des Chaleurs, en 1974. En route vers Dalhousie, le *Golden Robin* s'est échoué à l'embouchure de la rivière Ristigouche, près de Miguasha, et a déversé dans le milieu 160 t de pétrole lorsque ses réservoirs se sont déchirés (Vandermeulen et Ross, 1977).

Le ravitaillement en produits pétroliers à partir de navires-citernes peut représenter une source d'hydrocarbures dans le milieu marin lors des opérations normales de chargement/débarquement, de nettoyage des citernes et de rejet des eaux résiduelles. Les principaux parcs de stockage de produits pétroliers dont le ravitaillement est effectué par voie maritime sont Sept-Îles, La Romaine, La Tabatière et Lourdes-de-Blanc-Sablon, sur la Côte-Nord, Port-Menier, à l'île d'Anticosti, Paspébiac et Gaspé, en Gaspésie, et Cap-aux-Meules, aux Îles-de-la-Madeleine.

Dans le secteur d'étude, on retrouve trois ports parmi les plus importants au Québec. Ce sont, en ordre d'importance, Port-Cartier, Sept-Îles et Cap-aux-Meules. Dans ces ports, le trafic international compte pour 50 p. 100 du tonnage manutentionné. La principale activité se déroulant aux installations portuaires de Havre-Saint-Pierre est le transport de l'ilménite vers l'usine de la compagnie QIT-Fer et Titane à Sorel et le trafic international ne compte que pour 2 p. 100 des activités (MTQ, 1993). Le transbordement de marchandises dans les ports commerciaux est une des principales activités susceptibles d'entraîner la contamination du milieu aquatique. La contamination des sédiments en substances métalliques résultant de la manutention de minerais a été étudiée en périphérie des quais de la Compagnie minière Québec Cartier, à Port-Cartier (cuivre et fer; Environnement SNC, 1993), de QIT-Fer et Titane, à Havre Saint-Pierre (cuivre, nickel et mercure; Roche ltée, 1991a), de la compagnie minière IOC, à Sept-Îles (fer; Roche ltée, 1991b) et de Transports Canada, à Gaspé (cuivre; ÉEM inc., Phyper & Associates Ltd. et OCL Services Ltd, 1996).

Les ports et les marinas fortement achalandés ainsi que les secteurs adjacents aux chantiers maritimes sont les sites les plus susceptibles de présenter une contamination par les organoétains. Ces composés proviennent des peintures antisalissures appliquées sur les coques de bateaux et également des produits utilisés pour la protection des structures portuaires immergées. Le tributylétain, ou TBT, est le composé organoétain le plus toxique mais, depuis 1989, son usage à des fins commerciales est limité aux navires de plus de 25 m de longueur en autant que le taux de libération ne dépasse pas $4 \text{ mg TBT}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$. Dans les marinas et quais, le bois traité au créosote constitue une autre source diffuse de HAP dans le milieu aquatique (Harding, 1992).

3.5 Dragage

Des travaux de dragage doivent être entrepris pour entretenir les chenaux de navigation et les aires portuaires ou lors de la construction de nouvelles installations portuaires. Des sédiments sont alors enlevés des sites et rejetés au large. Le dragage peut modifier le milieu aquatique en changeant l'hydrodynamique et les habitats de la région. Lorsque le dragage est effectué dans une zone contaminée, les contaminants peuvent alors être remis en suspension et en circulation lors du prélèvement et du relargage du matériel et entraîner des effets négatifs sur l'environnement (Centre Saint-Laurent (CSL), 1993).

C'est dans le secteur Gaspésie-Nord que le nombre de dragage est le plus élevé dans le secteur d'étude. Cependant, le volume moyen dragué entre 1990 et 1994 était de $14\,154 \text{ m}^3$, correspondant à 20 p. 100 de l'ensemble du territoire d'étude (Banque de données, Chevalier, 1995). Dans le secteur Gaspésie-Sud-Baie-des-Chaleurs, $15\,332 \text{ m}^3$ (23 p. 100) de sédiments ont été dragués au cours de la même période, contre $32\,768 \text{ m}^3$ (49 p. 100) aux Îles-de-la-Madeleine et $5\,157 \text{ m}^3$ (8 p. 100) sur la Côte-Nord (Chevalier, 1995). La figure 31 représente les installations portuaires ayant fait l'objet d'au moins 5 dragages entre 1985 et 1991 (CSL, 1993).

Les résultats recueillis dans le cadre de l'évaluation environnementale des travaux de dragage d'entretien indiquent que de la plupart des sites évalués présentent des déblais de dragage de qualité bonne à acceptable. Les localités où la contamination par les substances métalliques est

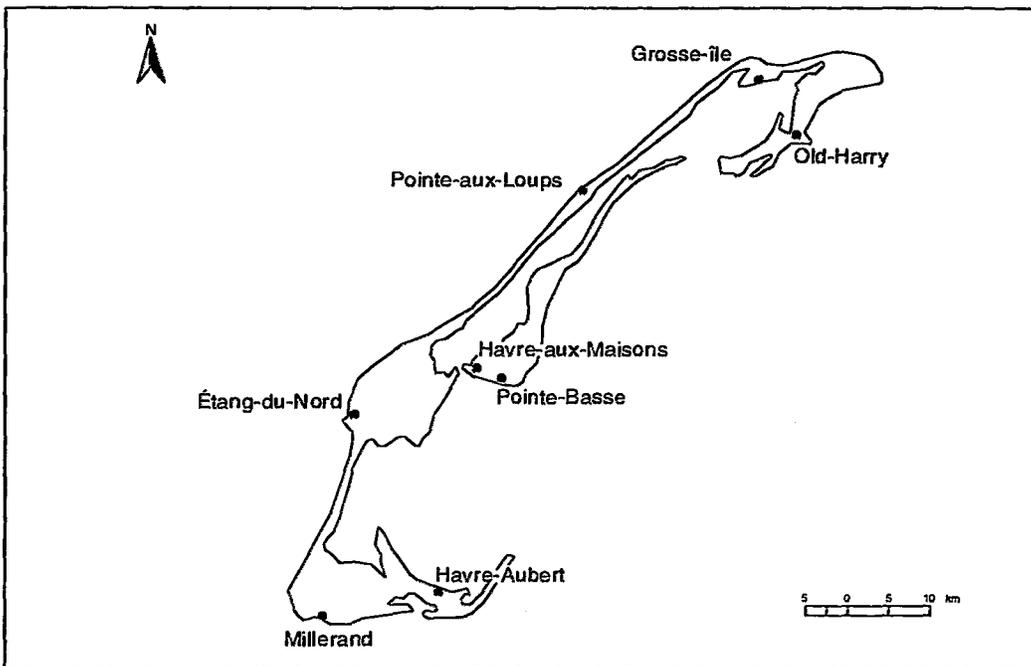
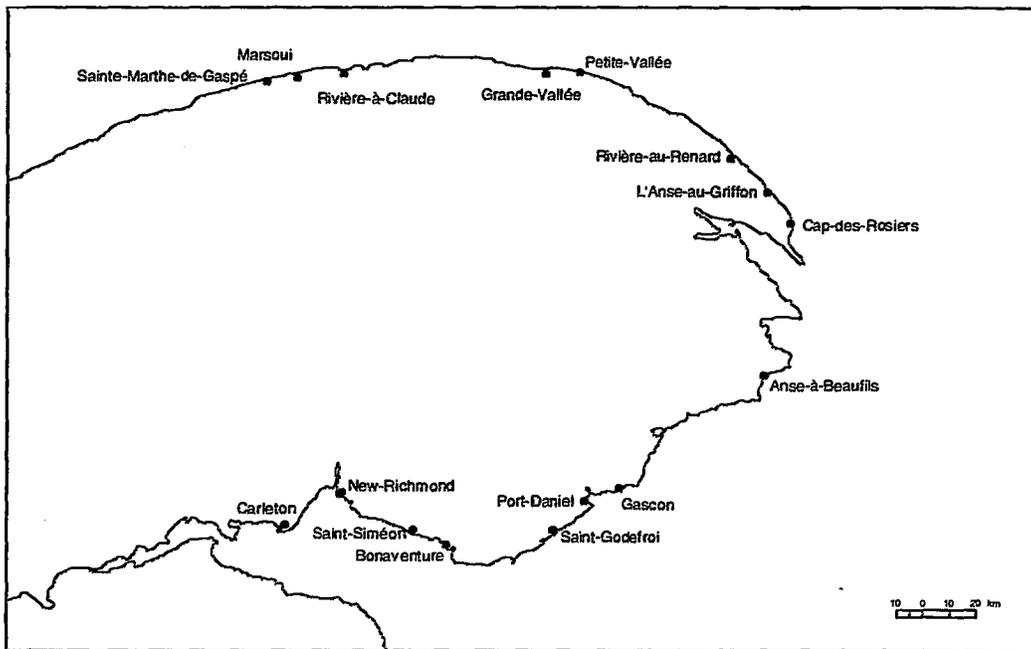
la plus élevée sont Sept-Îles (Pointe-Noire et havre de pêche), Gaspé (Sandy Beach), Gascons, Carleton et Cap-aux-Meules. Une source potentielle de contamination (transbordement de minerai) n'a été identifiée que pour les ports de Gaspé et de Pointe-Noire près de Sept-Îles (CSL, 1993).

Presque la totalité des déchets immergés dans le golfe du Saint-Laurent sont des déblais provenant du dragage régulier des ports et des chenaux de navigation. Le nombre de permis d'immersion de déchets de poissons délivrés annuellement à des entreprises de pêche québécoises varie entre 3 et 10 (Environnement Canada, 1995). Près de 70 p. 100 des résidus marins produits au Québec ont été récupérés et valorisés en 1989 (Comité Beaudin, 1990). Des 12 269 t de résidus marins non récupérés, 85 p. 100 ont été enfouis sur le continent et 15 p. 100 ont été immergés en mer (Tableau 19). Ce n'est qu'aux îles de la Madeleine et en Basse-Côte-Nord que les permis d'immersion en mer ont été accordés par le passé. L'impact de ce type d'activité sur l'environnement côtier au Québec est analysé au préalable à l'obtention d'un permis en vertu de l'article 4 de la Loi canadienne de la protection de l'environnement (LCPE).

Tableau 19
Portrait global de la disposition de résidus marins en 1989 (en tonnes métriques)

<i>Secteur</i>	<i>Enfouissement</i>	<i>Immersion en mer</i>	<i>Total</i>
Gaspésie-Nord	3 724	-	3 724
Gaspésie-Sud	3 590	-	3 590
Îles de la Madeleine	-	176	176
Côte-Nord	3 119	1 600	4 719
Total	10 433	1 776	12 269

Source : Comité Beaudin (1990)



Source : Adapté de CSL (1993)

Figure 31. Installations portuaires ayant fait l'objet d'au moins cinq dragages entre 1983 et 1991. A) Gaspésie et B) îles de la Madeleine

3.6 Apports des cours d'eau

3.6.1 Apports de l'estuaire du Saint-Laurent

L'estuaire maritime du Saint-Laurent constitue une importante source d'eau douce et salée au Golfe et il reçoit également une quantité de contaminants provenant de l'estuaire moyen et de plus loin en amont. Ils correspondent aux apports provenant du bassin fortement peuplé et industrialisé du Saint-Laurent et des Grands Lacs et des effluents d'eaux usées municipales et industrielles présents le long de ses rives. Les charges en contaminants inorganiques et organiques à la frontière de l'Estuaire maritime et du Golfe ne sont toutefois pas connues. Étant donné qu'une grande partie des matières en suspension pénétrant dans l'Estuaire maritime y sédimente (Silverberg *et al.*, 1986), les charges en contaminants injectées dans le Golfe sont nettement moindres que celles établies à la tête de l'Estuaire; les sources atmosphériques et celles des tributaires peuvent alors être relativement plus importantes, que celle de l'Estuaire maritime.

3.6.2 Apports de l'Atlantique

Les eaux salées de l'Atlantique pénètrent dans le Golfe via les détroits de Cabot et de Belle-Isle. Les charges en contaminants associées à ces masses d'eau ne sont toutefois pas connues. En dépit des importants volumes d'eau en cause, surtout au niveau du détroit de Cabot, les eaux de l'Atlantique montrent de faibles concentrations de matières en suspension relativement aux autres masses d'eau pénétrant dans le Golfe (voir section 2.4.2). Comme la plupart des contaminants ont généralement une affinité à s'adsorber à la matière particulaire, la charge de contaminants en provenance de l'Atlantique serait à toutes fins pratiques minime.

3.6.3 Apports des autres tributaires québécois

Il n'existe pas de données récentes sur les charges de contaminants de tous les tributaires du golfe du Saint-Laurent. Les charges qui parviennent au Golfe dépendent du bassin de population présent le long des tributaires (influençant ainsi le volume des eaux usées qui y seront déversées), de la présence de sites agricoles ou d'industries. Dans le territoire d'étude, les

tributaires le long de la Côte-Nord et de la péninsule gaspésienne drainent des territoires à faible densité de population ($< 10 \text{ hab}\cdot\text{m}^{-2}$) et où les terres en culture représentent au plus 2 p. 100 de la superficie de chacune des MRC riveraines. Malgré la présence d'industries aux embouchures de certains tributaires, ceux-ci sont considérés comme représentant un potentiel d'apport toxique au golfe du Saint-Laurent moins significatifs que certains tributaires situés plus en amont du système du Saint-Laurent.

3.7 Apports atmosphériques

3.7.1 Transport atmosphérique à distance

Les véhicules automobiles, les pesticides, les industries, le chauffage au bois, les incinérateurs et autres activités humaines sont toutes des sources de contamination de l'air. Une fois rejetés dans l'atmosphère, les distances parcourues par les contaminants dépendent de l'intensité de l'émission, de l'altitude à laquelle sont émis les rejets, de la taille des particules, de la stabilité chimique des composés et de la circulation atmosphérique (Ramade, 1992). Ainsi, les contaminants peuvent être transportés sur de grandes distances et venir s'accumuler dans les organismes vivant loin de la source initiale. Les contaminants atmosphériques retombés sur terre peuvent, via les eaux de ruissellement, parvenir aux rivières, au golfe du Saint-Laurent puis finalement aboutir dans l'océan Atlantique où ils contribueront à augmenter la charge toxique des masses d'eau.

Bien qu'il soit reconnu que plusieurs substances toxiques (mercure, plomb, biphényles polychlorés (BPC), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), DDT, etc.) émanant des centres industriels d'Amérique du Nord, d'Europe et d'Asie parviennent au golfe du Saint-Laurent par la voie atmosphérique, les charges ne sont pas connues.

3.7.2 Sources atmosphériques locales

Les industries minières, l'aluminerie et les papetières répertoriées sur le territoire à l'étude sont susceptibles d'émettre dans l'atmosphère divers contaminants. Par exemple, le secteur

l'eau des sédiments

des minéraux et des métaux demeure la principale source des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) au Canada (Environnement Canada, 1991). Au Québec, les usines d'extraction de cuivre sont responsables de plus de la moitié des émissions totales de cette substance (MENVIQ, 1993b). Les émissions de SO_2 de Minéraux Noranda inc. ont entraîné un dépassement de la norme de la qualité de l'air ambiant relative à cette substance pour la ville de Murdochville, en 1990 (MENVIQ, 1993b). Les changements prévus aux procédés de fabrication de cette usine ainsi que l'amélioration du fonctionnement de l'usine d'acide sulfurique de Murdochville ont permis une réduction de la quantité de SO_2 rejeté dans l'atmosphère. Outre le SO_2 , les rejets atmosphériques de Minéraux Noranda, à Murdochville, sont composés de nombreuses substances, dont le plomb et l'arsenic (Tableau 20).

Les principaux polluants atmosphériques émis par les papetières au Québec sont les particules en suspension, le dioxyde de soufre, les composés de soufre réduit totaux, les oxydes d'azote et le monoxyde de carbone (MENVIQ, 1993b). Lors de la caractérisation des rejets atmosphériques de 1993, la papetière Emballages Stone ltée de New Richmond ne fait état que du méthanol, dont les rejets dans l'air ambiant atteignaient 350 t en 1993 (Tableau 20).

Les alumineries sont aussi une source importante de particules en suspension, de dioxyde de soufre, de monoxyde de carbone, de fluor de même que d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les alumineries constituent d'ailleurs la principale source de HAP atmosphérique d'origine anthropique au Québec, en raison de l'électrolyse de l'alumine. Aluminerie Alouette de Sept-Îles utilise toutefois un procédé à anodes précuites dont le taux d'émission de HAP totaux ($1 \text{ g}\cdot\text{t}^{-1}$ d'aluminium) est nettement plus faible que celui établi pour les procédés Söderberg à goujons horizontaux ($2,05 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ d'aluminium) ou verticaux ($0,5 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ d'aluminium). Avec une production annuelle de 117 000 t d'anodes et 218 000 t d'aluminium, la quantité de HAP émise dans l'atmosphère par Aluminerie Alouette, en 1995, a été d'environ 0,35 t.

Les autres sources importantes de rejet de HAP dans l'atmosphère, sur le territoire à l'étude, sont : les feux de forêt, le chauffage domestique au bois, la combustion de diesel par les centrales thermiques et l'incinération des résidus de bois par les scieries.

Une fois dans l'atmosphère, les HAP ont tendance à se partager entre les phases vapeur et particulaire, en fonction de leur tension en vapeur, de la température ambiante et des caractéristiques des particules en suspension dans l'air. Les HAP peuvent être éliminés de l'atmosphère par voies chimique (oxydation, photo-décomposition) ou physique (dépôt sec ou humide, échanges gazeux). Les HAP retombés sur les sols s'adsorberont aux matières particulaires et seront soit piégés partiellement sur les sols, lentement dégradés par l'activité microbienne, transportés vers les cours d'eau et les égouts par les eaux de ruissellement pour aboutir dans les masses d'eaux océaniques.

Dans les réseaux aquatiques, les HAP peuvent être piégés dans les sédiments, se volatiliser, être transformés ou bien transportés. Selon leur coefficient de partage*, les différents HAP seront plus ou moins solubles dans l'eau. Généralement peu solubles dans l'eau, ils s'adsorberont aux matières en suspension, qui sédimenteront à leur tour et s'accumuleront sur les lits des cours d'eau. Les HAP piégés peuvent avoir des temps de vie plus ou moins longs, selon les conditions du milieu et leurs propriétés chimiques. Par conséquent, bien que la plupart des HAP soient libérés dans l'atmosphère et y soient dégradés, les sédiments constituent le principal vecteur d'accumulation dans l'environnement.

Les industries sises sur la rive sud de la baie des Chaleurs, tout comme celles des autres provinces de l'Atlantique, contribuent à la contamination globale du golfe du Saint-Laurent. Ainsi, certaines d'entre elles dont les rejets atmosphériques ont été caractérisés lors de l'INRP sont décrites au tableau 20 (INRP, 1996).

Tableau 20
Caractérisation des rejets industriels annuels des usines gaspésiennes
et néo-brunswickoises et répertoriées lors de l'Inventaire national de
rejets des polluants (INRP)

<i>Industrie</i>	<i>Substances</i>	<i>Rejets (tonnes)</i>				
		<i>Air</i>	<i>Eau</i>	<i>Sol</i>	<i>Total¹</i>	
Québec						
Minéraux Noranda inc.	Acide sulfurique	16	-	25	41	40,4
Division Mines Gaspé	Arsenic	20,7	0,2	-	20,9	
	Cadmium	1,7	0,38	-	2,08	
	Cuivre	14,5	3,56	-	18,06	
	Mercure	1,14	0,008	-	1,148	
	Manganèse	-	6,13	-	6,13	
	Nickel	-	1,69	-	1,69	
	Plomb	71,5	1,58	-	73,08	
	Zinc	-	1,42	-	1,42	100
Emballages Stone (Canada) ltée	Méthanol	350	-	-	350	
Gaspésia ltée	Acide phosphorique	-	25	-	25	
Nouveau-Brunswick						
Stone Container (Canada) inc.	Ammoniac	0,13	3,9	-	4,03	14
	Acide sulfurique	-	51,9	-	51,9	53
Brunswick Mining and Smelting ltd	Arsenic	1,3	0,63	-	1,93	6
	Cadmium	1,9	1,72	-	3,62	3,7
	Argent	0,026	0,001	-	0,027	
	Cuivre	-	-	-	0,215	
	Plomb	8,8	1,034	-	9,834	
Brunswick Fertilizer ltd	Ammoniac	124,7	-	-	124,7	
	Fluorure d'hydrogène	12,2	-	-	12,2	

<i>Industrie</i>	<i>Substances</i>	<i>Rejets (tonnes)</i>			
		<i>Air</i>	<i>Eau</i>	<i>Sol</i>	<i>Total¹</i>
	Chrome	-	-	-	0,6
	Vanadium (fumée ou poussière)	-	2,6	-	2,6
Belledune Thermal Generating Station	Aluminium (fumée ou poussière)	-	-	-	-
Dalhousie Generating Station	Ethylène glycol	-	-	-	-
ICI Canada	Chlore	-	-	-	0,99

Source : données de l'INRP pour l'année 1994. Site internet <http://www.ec.gc.ca/pdb/inrp.html>

¹ : Pour un rejet < 1 t, les industries n'étaient pas tenues de ventiler le total des rejets par élément environnemental.

CHAPITRE 4 **Qualité de l'eau et des sédiments**

Le présent chapitre résume les connaissances actuelles sur la contamination de l'eau et des sédiments du territoire à l'étude par les substances toxiques et les bactéries coliformes. La première partie du chapitre est consacrée aux critères qui sont utilisés pour évaluer le niveau de contamination par les substances toxiques. La qualité du milieu est ensuite décrite pour des ensembles cohérents de données distincts, à savoir :

- Qualité de l'eau et des sédiments du large et du chenal Laurentien;
- Qualité des sédiments de la baie des Chaleurs;
- Qualité des sédiments des zones littorales;
- Qualité bactériologique des eaux coquillères.

Plusieurs ouvrages et articles de synthèses concernent spécifiquement l'étude chimique du golfe du Saint-Laurent. Parmi ceux-ci, on peut citer l'article de Trites (1972) pour l'aspect historique et, plus récemment, l'ouvrage collectif édité sous la supervision de Strain (1988), le rapport de l'atelier de travail sur l'océanographie chimique et la sédimentologie du golfe (Sundby *et al.*, 1991), la revue bibliographique de Pelletier (1994) ainsi que l'évaluation environnementale de White et Johns (1996).

4.1 Critères de qualité

Qualité de l'eau. Le MEF (auparavant connu sous le nom du ministère de l'Environnement du Québec – MENVIQ) a établi des critères de qualité de l'eau douce, pour la plupart des contaminants potentiels dans les eaux salées (MENVIQ, 1992b). Il n'existe cependant pas de réseau de surveillance de la qualité de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent à l'exception du réseau de suivi bactériologique des eaux coquillères d'Environnement Canada (voir la section 4.5). En raison de la forte dilution des eaux douces par les eaux salées avant leur entrée dans le golfe, les contaminants potentiels se retrouvent à des concentrations très faibles dans les eaux du large même lorsque les apports anthropiques sont importants. Par conséquent, même le critère de

qualité le plus sévère (le critère de contamination des organismes aquatiques) n'est jamais dépassé dans ces eaux pour la très grande majorité des substances toxiques.

La distribution des contaminants potentiels dans l'eau du golfe est décrite dans le présent chapitre surtout pour d'expliquer la dynamique de ces substances dans le milieu d'étude et non pour faire une caractérisation précise de l'état de l'environnement marin. En effet, pour ce qui est des zones littorales sous l'influence des tributaires et des effluents municipaux et industriels, les données disponibles sur la qualité de l'eau et sur les concentrations en substances toxiques sont à toutes fins pratiques inexistantes.

Qualité des sédiments. Des critères intérimaires de qualité des sédiments du Saint-Laurent ont été établis par Environnement Canada, en collaboration avec le MEF, pour les contaminants potentiels les plus préoccupants (Tableau 21). Ces critères ont été estimés à partir d'espèces d'eau douce. Ils sont applicables au milieu marin, mais avec une certaine précaution. Trois seuils de concentration ont été fixés en fonction de l'effet global sur les organismes marins (Environnement Canada et MENVIQ, 1992) :

- **Le seuil sans effet (SSE) :** Teneur géochimique naturelle, ou de base, des sédiments dans l'ensemble du Saint-Laurent qui n'a pas d'effets néfastes sur la faune benthique ou sur le milieu aquatique. À des fins d'évaluation de la qualité des sédiments, on considère que le milieu est intègre lorsque les concentrations enregistrées ne dépassent pas ce seuil. Tous les usages du milieu sont alors permis. Au-delà de ce niveau, on estime qu'il y a début de pollution.
- **Le seuil d'effets mineurs (SEM) :** Teneur en un polluant à laquelle il est possible d'observer les premiers effets de la pollution, mais qui est tolérée par la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, on estime que la pollution pourrait avoir un effet nuisible sur 15 p. 100 de la faune benthique. À des fins de gestion des sédiments, si les teneurs observées dans les matériaux dragués se situent sous ce seuil, ces derniers peuvent être rejetés en eau libre ou utilisés à d'autres fins, sans restriction. Si les conditions dépassent le SEM, un examen environnemental attentif doit guider la conception des projets ainsi que le choix des modes d'élimination.
- **Le seuil d'effets néfastes (SEN) :** Teneur en un polluant qui a des effets nuisibles sur la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, des effets toxiques significatifs sur 90 p. 100 de la faune benthique sont appréhendés. À des fins de gestion des sédiments, le rejet en eau libre des matériaux dragués dont la teneur en polluants dépasse ce seuil est à proscrire. Les matériaux pollués devraient faire l'objet d'un traitement ou d'un confinement.

La teneur du sédiment en carbone organique total (COT) est un paramètre important dont il faut tenir compte lorsque les concentrations des contaminants organiques sont mesurées par rapport au poids de sédiment. Cela explique pourquoi le tableau 21 indique, pour les contaminants organiques non polaires, le SEN rapporté à un sédiment de référence contenant 1 p.100 de COT.

Tableau 21
Critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la
qualité des sédiments du Saint-Laurent.

Contaminants	Seuil sans effet (SSE) ¹	Seuil d'effets mineurs (SEM)	Seuil d'effets néfastes (SEN)	
			contaminants inorganiques ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sédiment sec)	contaminants organiques non polaires ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour 1% COT ²)
Métaux lourds				
Arsenic total	3	7	17	
Cadmium total	0,2	0,9	3	
Chrome total	55	55	100	
Cuivre total	28	28	86	
Mercure total	0,05	0,2	1	
Nickel total	35	35	61	
Plomb total	23	42	170	
Zinc total	100	150	540	
Biphényles polychlorés (BPC) totaux	0,02	0,2		1
Mélanges de BPC (Aroclor)				
Aroclor 1016	-	0,01		0,4
Aroclor 1248	-	0,05		0,6
Aroclor 1254	-	0,06		0,3
Aroclor 1260	-	0,005		0,2
Pesticides organochlorés				
Aldrine	0,0006	0,002		0,04
Chlordane	0,001	0,007		0,03
DDT et dérivés				
DDT	0,006	0,009		0,05
DDD et p, p3-DDD	0,002	0,01		0,06
p, p3-DDE	0,002	0,007		0,05
Dieldrine	0,0001-0,0008	0,002		0,3
Endrine	0,001	0,008		0,5
Hexachlorobenzène (HCB)	0,001	0,03		0,1

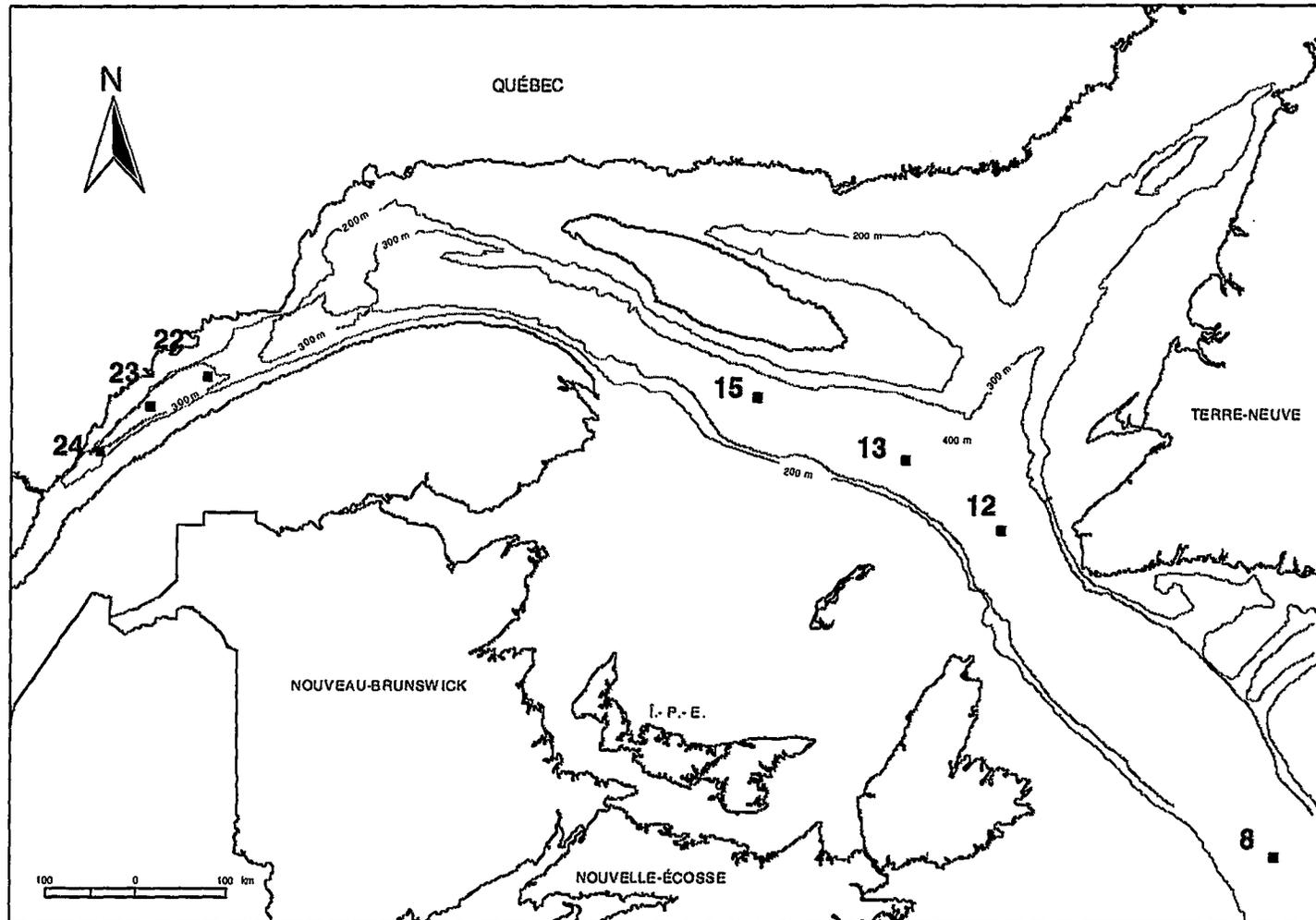
Contaminants	Seuil sans effet (SSE) ¹	Seuil d'effets mineurs (SEM)	Seuil d'effets néfastes (SEN)	
			contaminants inorganiques ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sédiment sec)	contaminants organiques non polaires ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour 1% COT ²)
Hexachlorocyclohexanes (HCH) :				
HCB totaux	-	0,005		0,1
α -HCH	0,0003	0,01		0,08
β -HCH	0,0002	0,03		0,2
γ -HCH (lindane)	0,0009	0,003		0,009
Heptachlore	0,0003	0,0003		0,01
Heptachlore époxyde	0,001	0,005		0,03
Mirex	0,0001	0,011		0,8
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)				
HAP lourds (4 cycles aromatiques et plus)	1	-		-
Benzo(a)anthracène	0,05-0,1	0,4		0,5
Benzo(a)pyrène	0,01-0,1	0,5		0,7
Benzofluoranthène	0,3	-		-
Benzo(g,h,i)pérylène	0,1	-		-
Chrysène	0,1	0,6		0,8
Dibenzo(a, h)anthracène	0,005	-		-
Fluoranthène	0,02-0,2	0,6		2
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,07	-		-
Pyrène	0,02-0,1	0,7		1
HAP (2 et 3 cycles aromatiques)	0,1	-		-
Acénaphène	0,01	-		-
Acénaphylène	0,01	-		-
Anthracène	0,02	-		-
Fluorène	0,01	-		-
2-Methylnaphthalène	0,02	-		-
Naphtalène	0,02	0,4		0,6
Phénanthrène	0,03-0,07	0,4		0,8

Source : Environnement Canada et MENVIQ (1992)

- 1: Lorsque la limite inférieure du domaine d'application d'une méthode d'analyse est supérieure au SSE, cette limite doit être utilisée jusqu'à ce que des développements méthodologiques l'abaissent au niveau du seuil retenu. Les valeurs inférieures à dix ont été arrondies à un chiffre significatif tandis que les valeurs supérieures à 10 ont été arrondies à 2 chiffres significatifs.
- 2: Pour établir le seuil d'effets néfastes (SEN) réel d'un contaminant organique non polaire dans un sédiment donné, il faut multiplier le SEN indiqué dans ce tableau par le pourcentage de carbone organique total (COT) dans le sédiment à évaluer (jusqu'à un maximum de 10 % de COT). Par exemple, le SEN relatif aux BPC totaux dans un sédiment contenant 2 p. 100 de COT sera établi à $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \times 2 = 2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sédiment sec.

Les données disponibles sur la chronologie des dépôts de contaminants proviennent de carottes de sédiments prélevées à diverses stations situées dans le chenal Laurentien. Ce secteur constitue la principale zone de déposition des sédiments fins dans le golfe du Saint-Laurent (Figure 32). Le principe de l'analyse d'une carotte de sédiment repose sur le découpage de la carotte en plusieurs sections transversales qui sont analysées individuellement, permettant éventuellement de montrer un gradient de contamination en profondeur dans le sédiment et d'en estimer l'évolution de la contamination au cours des dernières décennies. Le tableau 22 présente pour certains contaminants les concentrations préindustrielles mesurées dans les sédiments du golfe ou de l'estuaire maritime du Saint-Laurent ainsi que les seuils sans effet (SSE) pour fins de comparaison.

Pour l'ensemble des contaminants sélectionnés dans le tableau 22, les teneurs préindustrielles sont comparables aux seuils sans effet sur les organismes marins (SSE) établis (Environnement Canada et MENVIQ 1992). Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, leur très grande mobilité dans les sédiments ne permet pas d'établir la chronologie de la contamination, ni par conséquent les teneurs préindustrielles. Pour ce qui est du chrome et du nickel, leur concentration dans des carottes provenant du golfe n'a jamais été déterminée.



Source : Adapté de Sundby *et al.* (1981)

Figure 32. Position des différentes stations de prélèvement des carottes de sédiments dans le chenal Laurentien

Tableau 22
Concentrations préindustrielles (avant 1920) mesurées dans des carottes
de sédiments du chenal Laurentien; comparaison avec le seuil sans effet
(SSE) établi par Environnement Canada.

Contaminant	SSE ¹ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sédiment sec)	Concentration préindustrielle	
		($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sédiment sec)	Source
Arsenic	3,0	-	-
Cadmium	0,2	-	-
Chrome	55	-	-
Cuivre	28	16,5	Gobeil (1991)
Mercure	0,05	0,03	Gobeil et Cossa (1993)
Nickel	35	-	-
Plomb	23	16	Gobeil <i>et al.</i> , (1995)
Zinc	100	115	Gobeil (1991)
HAP	0,6	0,58	Gearing <i>et al.</i> (1991)

¹ : Seuil sans effet chronique ou aigu sur les organismes marins, établi par Environnement Canada et MENVIQ (1992)

² : Somme des 7 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) pour lesquels Environnement Canada a établi un seuil d'effets néfastes (voir le tableau 19).

4.2 Qualité de l'eau et des sédiments du golfe du Saint-Laurent

4.2.1 Métaux lourds et métalloïdes

Bien que plusieurs métaux soient essentiels en faible quantité au métabolisme des organismes vivants, ils sont tous plus ou moins toxiques au-dessus d'un certain seuil (Mance, 1987). Si l'on tient compte, en plus de la toxicité intrinsèque, du niveau des apports anthropiques à l'échelle globale, les principaux métaux et métalloïdes* préoccupant pour l'environnement sont : mercure (Hg), cadmium (Cd), nickel (Ni), plomb (Pb), manganèse (Mn), zinc (Zn), cuivre (Cu), chrome (Cr), arsenic (As), cobalt (Co), sélénium (Se) et argent (Ag), (Kennish, 1992). Ce classement général n'est cependant pas nécessairement applicable au golfe du Saint-Laurent, car de nombreux processus physico-chimiques et diagénétiques* viennent modifier la réactivité

chimique et le comportement des métaux lourds dans les milieux estuariens et côtiers soumis à de fortes variations des paramètres hydrologiques (salinité, pH, matières en suspension) comme c'est le cas dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Bewers et Yeats, 1979; Yeats, 1988c). Par conséquent, en se basant sur les processus généraux qui contrôlent le comportement des métaux lourds dans les systèmes aquatiques (Leppard, 1983), on peut prévoir que la distribution et la toxicité de ces éléments dans l'eau et les sédiments du golfe seront également affectées par les conditions ambiantes spécifiques à cet environnement.

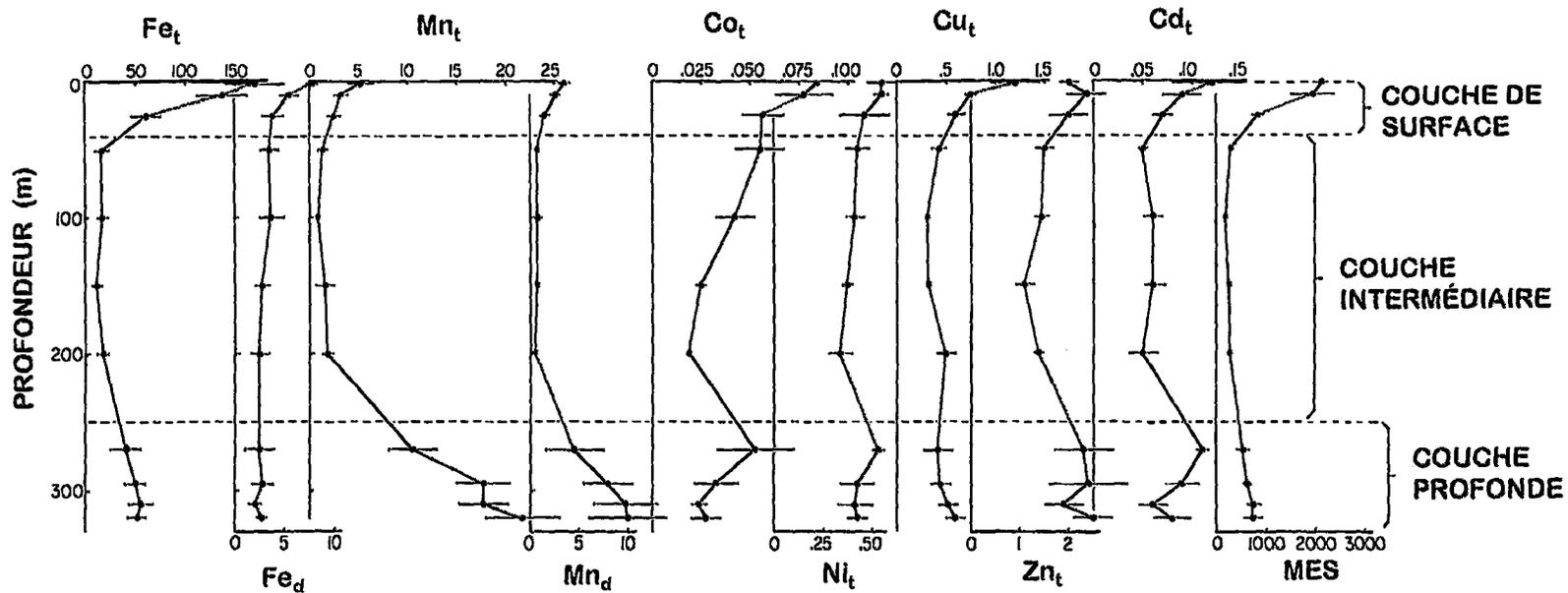
Une fois introduits dans le milieu aquatique, les métaux lourds vont se répartir dans les deux fractions dissoute et particulaire et vont réagir suivant des processus physico-chimiques et diagénétiques* qui vont modeler la distribution et plus globalement le cycle géochimique du métal (Silverberg et Sundby, 1990). Ainsi, dans la colonne d'eau, le métal sera retrouvé en solution (fraction dissoute) ou associé aux particules en suspension (fraction particulaire). De la même façon, lorsque le métal atteint le sédiment, une partie diffusera dans l'eau interstitielle* (fraction dissoute) tandis qu'une autre partie restera liée aux grains de sédiment (fraction particulaire). Des phénomènes de précipitation* et de formation de complexes avec d'autres composés accumulés dans le sédiment peuvent également se produire. La réactivité du métal et l'équilibre chimique entre ses diverses fractions sont très variables d'un métal à l'autre et dépendent étroitement des conditions ambiantes.

Plusieurs métaux ont une forte affinité pour les matières en suspension (MES). C'est le cas notamment du mercure, du zinc, du plomb et du chrome et, dans une moindre mesure, du nickel, du cuivre et du cobalt (Loring, 1975; 1978; 1979; Yeats, 1988c). La forme dissoute de ces métaux lourds a tendance à s'adsorber aux MES dans les zones de forte turbidité de l'estuaire du Saint-Laurent et de ses tributaires, en particulier le fjord du Saguenay. C'est donc essentiellement sous forme particulaire que ces métaux lourds sont transportés vers le golfe. Leur distribution dans l'eau du golfe est d'ailleurs assez bien corrélée avec la distribution des MES; on observe des concentrations relativement élevées dans la couche d'eau de surface, qui diminuent rapidement pour atteindre des concentrations minimales dans la couche intermédiaire. Puis, en se rapprochant du fond, généralement les concentrations en métaux lourds et en MES augmentent de nouveau (Figure 33). Cependant, d'autres métaux lourds ont des distributions et comportements différents dans l'environnement marin. Ainsi, pour l'arsenic, le manganèse et le sélénium, l'augmentation de

la concentration près du fond n'est pas reliée aux MES mais plutôt à la diffusion de la fraction dissoute du métal à partir de la surface des sédiments. Quant à la distribution du cadmium, elle suit de très près le cycle de la matière organique.

Dans les sections suivantes, nous discutons en détail de la contamination de l'eau et des sédiments pour les métaux et certains métalloïdes les plus préoccupants et/ou ceux qui ont fait l'objet d'analyses dans le golfe du Saint-Laurent et en particulier dans le chenal Laurentien, à savoir : le mercure, le cadmium, le nickel, le plomb, le manganèse, le zinc, le cuivre, le chrome, l'arsenic, le cobalt, le sélénium, le vanadium, le fer, l'aluminium et l'étain. Pour chacun de ces éléments, nous présentons brièvement l'historique de la contamination lorsque cela est possible. Pour certains métaux, nous décrivons également les processus physico-chimiques qui sont impliqués dans le cycle géochimique du métal et les interactions possibles avec d'autres éléments. Finalement, nous résumons les données les plus récentes disponibles dans la littérature. Celles-ci sont ensuite comparées aux critères de toxicité décrits dans la section précédente lorsqu'ils existent, afin de pouvoir estimer l'importance de la contamination du milieu.

Mercure (Hg). Le mercure est l'une des substances toxiques les plus étudiées dans le monde et également dans le système du Saint-Laurent depuis qu'on a découvert, à la fin des années 1960, que les ressources halieutiques du Saint-Laurent et du Saguenay étaient fortement contaminées par ce métal lourd. À l'époque, la principale source de mercure était l'usine de chlore alcali de la compagnie Alcan à Jonquière (anciennement Arvida) au Saguenay, qui a été en opération de 1947 à 1976. Les usines de chlore alcali de Cornwall, Beauharnois et Shawinigan, sur le fleuve Saint-Laurent, constituaient aussi des sources importantes de mercure avant la mise en application en 1972 d'une réglementation fédérale limitant les rejets de mercure dans l'environnement.



Échantillons prélevés en 1974 dans la colonne d'eau de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

Source : Adapté de Bewers et Yeats (1979)

Figure 33. Distribution verticale moyenne dans le chenal Laurentien des concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) en fer total et dissous (Fe), en manganèse total et dissous (Mn) en cobalt total (Co), en nickel total (Ni), en cuivre total (Cu) en zinc total (Zn) et en cadmium total (Cd) et en matières en suspension (MES)

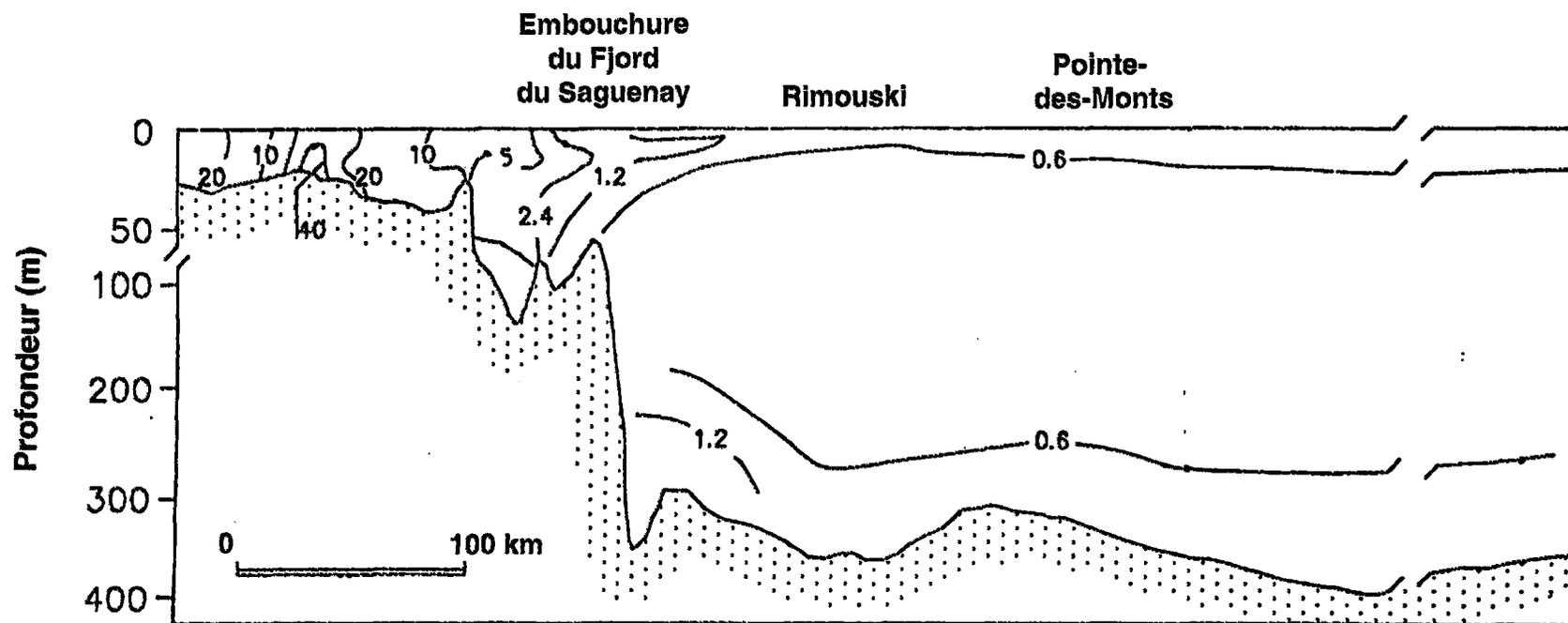
La figure 34 présente les teneurs en mercure dans les masses d'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Les concentrations en mercure total dans les eaux du golfe sont nettement plus faibles que celles mesurées plus en amont dans l'estuaire. Comme il s'agit d'échantillons d'eau non filtrés, cette distribution montre clairement que les plus fortes concentrations en mercure sont associées à la zone de turbidité maximale en amont de l'estuaire (Cossa, 1990). Ce gradient longitudinal indique également l'origine fluviale des apports en mercure dans le golfe. Les concentrations mesurées dans la couche d'eau profonde du chenal Laurentien sont légèrement plus élevées que dans la colonne d'eau sus-jacente (Figure 34) et sont également expliquées par la présence d'une zone enrichie en particules fines à proximité du sédiment (Cossa, 1990).

Dans le sédiment, les données plus anciennes peuvent être intéressantes pour retracer l'historique de la contamination du milieu. Par exemple, la figure 35 présente la distribution du mercure total dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970. Sur l'ensemble du système étudié par Loring (1975), comprenant le golfe mais aussi l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay, la concentration moyenne en mercure total était de $386 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Pour le golfe uniquement, la concentration moyenne était de $150 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Compte tenu de la forte affinité du mercure pour les particules les plus fines, il est intéressant de différencier les concentrations moyennes selon la granulométrie du sédiment prélevé dans le golfe. Ainsi les pélites, composées des sédiments les plus fins (taille des grains $< 0,05 \text{ mm}$), montraient une concentration moyenne de $221 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, tandis que pour les sédiments plus grossiers, contenant plus de 30 p. 100 de sable ($> 0,05 \text{ mm}$, Loring, 1975), la teneur moyenne en mercure tombait à $128 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Toutefois, à cause de la grande variabilité des concentrations dans un même type de sédiment, ces différences ne sont pas significatives (Loring, 1975). À cette période, les apports anthropiques de mercure dans le système du Saint-Laurent étaient à leur maximum (Figure 36). En effet, les carottes de sédiments prélevées dans la partie amont du chenal Laurentien se différencient de celles du golfe par une contamination plus élevée, avec un pic caractéristique en profondeur dans le sédiment qui correspond au maximum de contamination par le mercure au cours des années 1960-70. Les sédiments de l'estuaire ont alors atteint une contamination maximale, avec des concentrations en mercure total jusqu'à 10 fois plus élevées que dans le golfe (Gobeil et Cossa, 1993). Dans les carottes prélevées dans le golfe en

1988, l'augmentation de la contamination jusque dans les sédiments superficiels est moins marquée. Les teneurs en mercure ne dépassent pas $100 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ même dans les sédiments les plus récents et elles sont inférieures à $50 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments plus anciens (Figure 36).

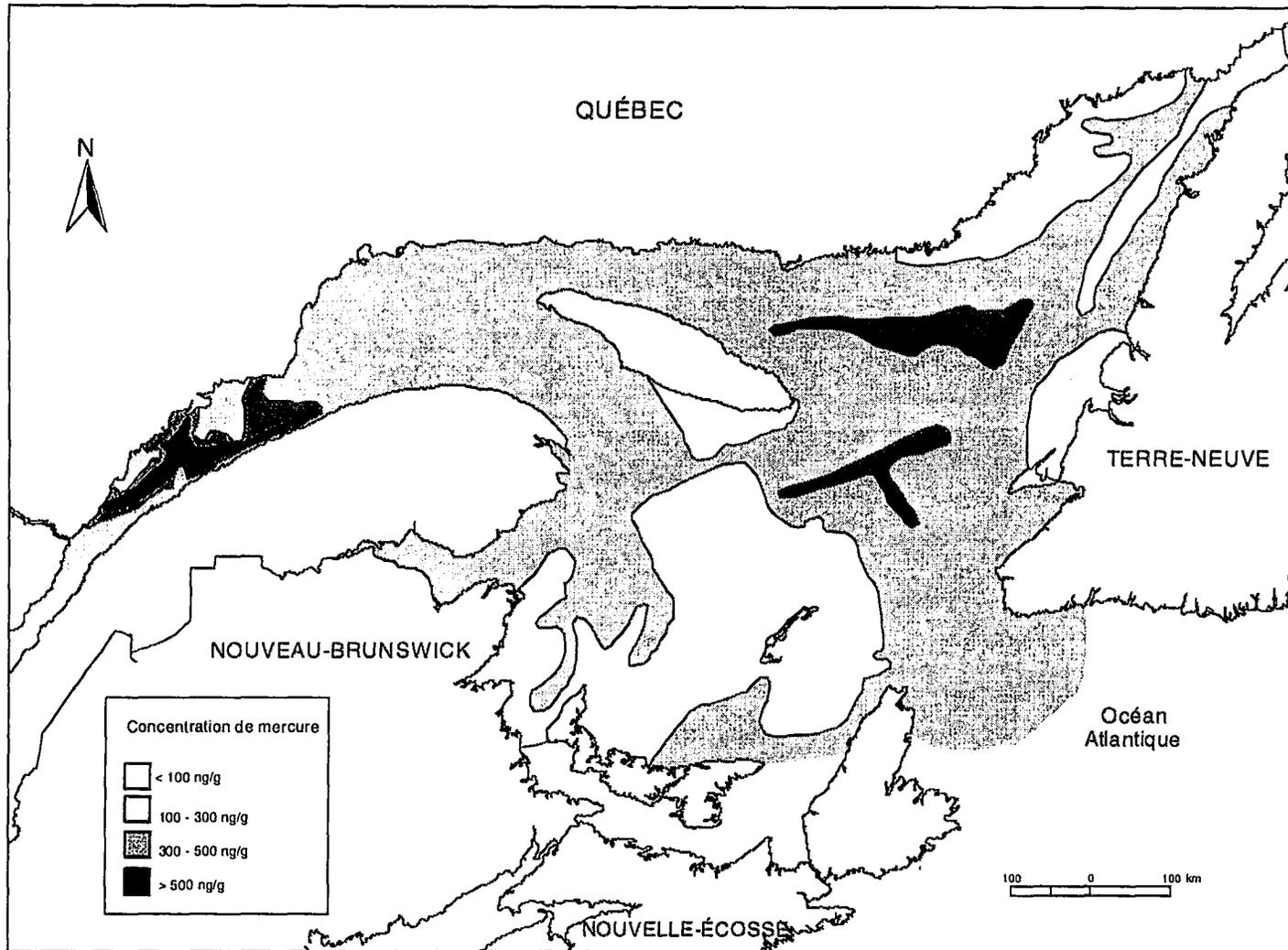
Les concentrations dans les sédiments récents de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent sont inférieures au SEM ($200 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) mais demeurent néanmoins 2 fois plus élevées que la teneur préindustrielle (environ $30 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$). Par contre, la concentration moyenne calculée dans les sédiments vaseux prélevés dans les années soixante était légèrement supérieure au SEM et était sept fois plus élevée que la teneur préindustrielle (Loring, 1975).

Aussi bien la contamination maximale dans les sédiments profonds que le niveau actuel de contamination dans les sédiments superficiels diminuent de l'amont vers l'aval du chenal Laurentien (Figure 36). Ces résultats suggèrent que la majeure partie du mercure transporté dans les eaux du Saint-Laurent sédimente dans l'estuaire, en amont de Pointe-des-Monts. La distribution du mercure dans le système étudié étant surtout contrôlée par le processus de sédimentation (Loring, 1975), le golfe a donc été peu affecté par les apports en mercure provenant de l'estuaire du Saint-Laurent. Un calcul récent du taux de déposition de mercure dans les sédiments du golfe semble indiquer que leur contamination est attribuable en grande partie aux retombées atmosphériques d'origine anthropique (Gobeil et Cossa, 1993), contrairement à l'estuaire maritime, qui a été essentiellement contaminé par des apports hydriques importants dans les années 1960-1970.



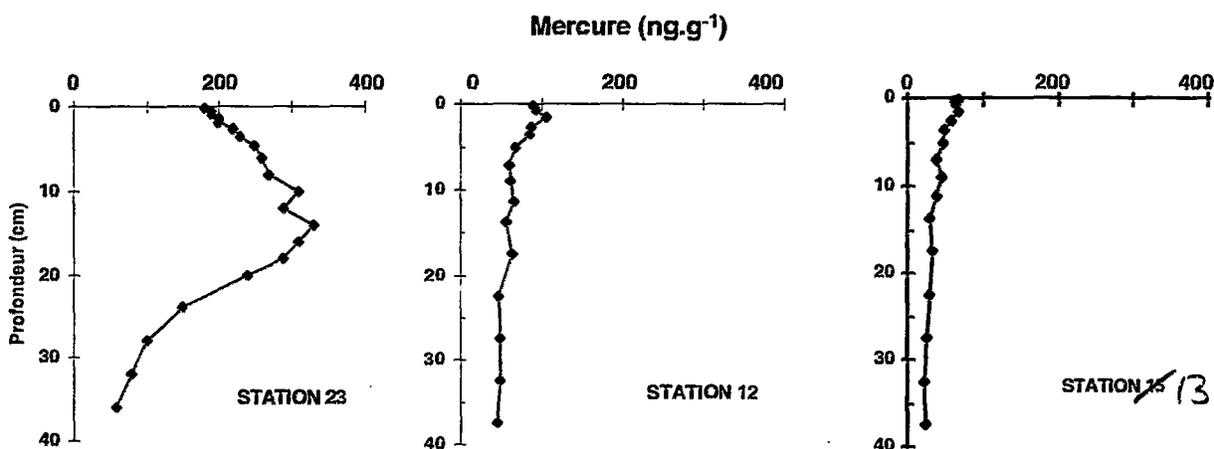
Source : Adapté de Cossa (1990)

Figure 34. Profil longitudinal de la concentration en mercure total (ng·l⁻¹) dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent entre 1980 et 1984



Source : Adapté de Loring (1975)

Figure 35. Distribution du mercure total dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Échantillons de sédiments prélevés entre 1961 et 1974



Voir la figure 32 pour la position des stations.

Source : Adapté de Gobeil et Cossa (1993)

Figure 36. Distribution du mercure total dans des carottes de sédiments prélevées entre 1985 et 1988 dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (station 23) et golfe (stations 12 et 13)

Cadmium (Cd). Dans le chenal Laurentien, la distribution du cadmium est étroitement associée au cycle du carbone. En effet, dans la couche d'eau de surface, le cadmium est incorporé à la biomasse planctonique et sédimente avec elle. Il est ensuite libéré sous forme dissoute par la dégradation de ces particules, ce qui explique les concentrations plus élevées dans la couche d'eau profonde et ce, sur toute la longueur du chenal Laurentien (Figure 37). Cette libération de cadmium à partir de la matière biologique explique également la corrélation qui existe entre le cadmium dissous et certains sels nutritifs, comme les phosphates (Cossa, 1990).

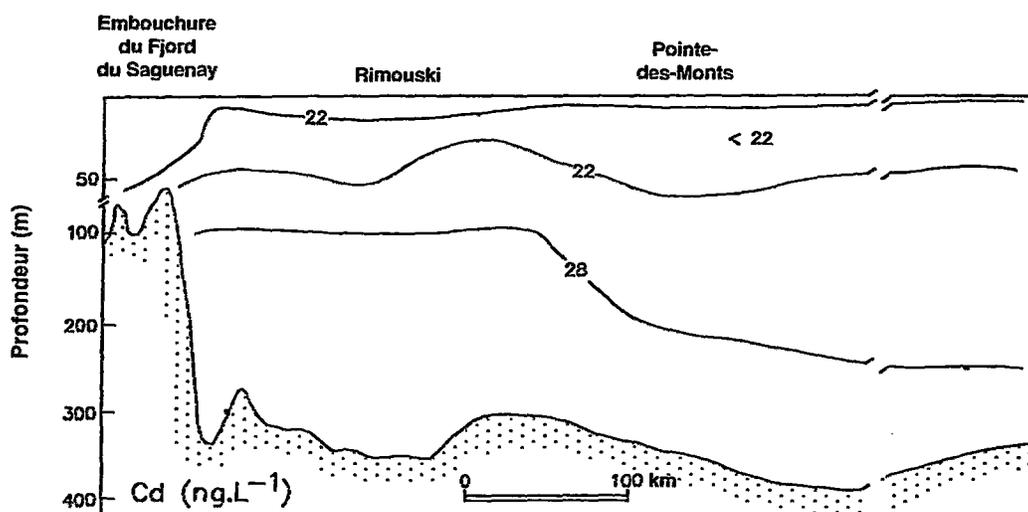
Loring (1988) rapporte une concentration moyenne en cadmium total de $260 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments vaseux du golfe au cours des années 1960-1970. Cette concentration est comparable aux teneurs mesurées plus en amont dans le système du Saint-Laurent et elle se situe parmi les plus faibles qui ont été mesurées dans des milieux côtiers et estuariens ailleurs dans le monde. Cette concentration en cadmium total est comparable au SSE ($200 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$). Les analyses de cadmium dans les sédiments du golfe sont rares. Les données les plus récentes proviennent des carottes prélevées en 1981 par Gendron *et al.* (1986). Ces auteurs ont analysé la fraction extractible (par le mélange de solvants : hydroxylamine / acide acétique) du cadmium qui

représente en moyenne 75 p. 100 du cadmium total présent dans les sédiments du chenal Laurentien. De manière générale, la concentration en cadmium extractible montre un niveau minimal dans la couche superficielle et oxygène du sédiment et augmente en profondeur dans le sédiment. Les concentrations dans les sédiments augmentent également de l'amont vers l'aval du chenal Laurentien (Figure 38). Elles sont plus élevées dans les sédiments des zones centrales du golfe (stations 12 et 13), où la dilution par les particules terrigènes est faible, confirmant le lien étroit qui existe entre le cycle de la matière organique et ce métal lourd dans les eaux marines (Gendron *et al.*, 1986; Gobeil *et al.*, 1987). Une distribution et des concentrations comparables étaient décrites par Gobeil *et al.*, (1987) dans le sédiment de l'estuaire maritime.

La chronologie des apports en cadmium ne peut pas être établie à partir des carottes de sédiment car la diagenèse* récente de ce métal est très complexe et des anomalies de concentrations sont quelquefois rapportées (Gobeil *et al.*, 1987). Ces auteurs ont calculé qu'après avoir été déposé sur le fond, environ 80 p. 100 du cadmium retourne dans la colonne d'eau par diffusion. Le quart du cadmium restant est enfoui en profondeur par diffusion à travers l'eau interstitielle jusqu'à la couche des sédiments non oxydés, où il peut précipiter et former des complexes plus stables avec d'autres composés. La grande mobilité du cadmium explique les gradients marqués trouvés dans la colonne d'eau et les sédiments du golfe (Figure 38).

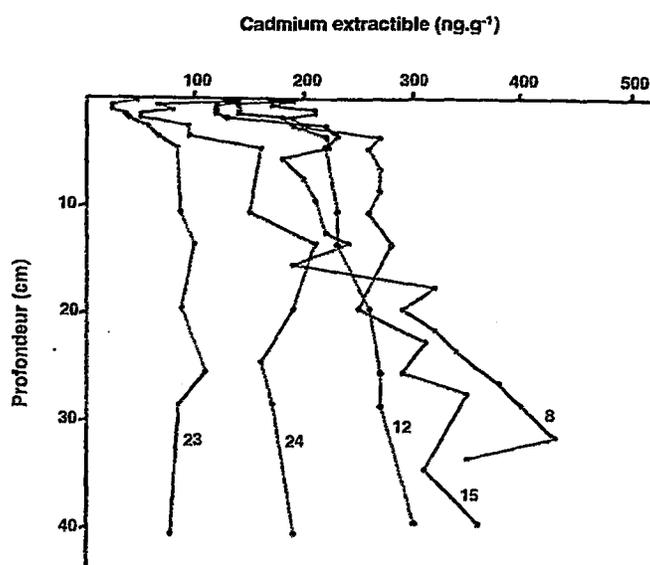
Les concentrations en cadmium mesurées dans les sédiments superficiels du golfe sont comparables ou inférieures au SSE ($200 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$). Toutefois, plus en profondeur dans le sédiment ($< 5 \text{ cm}$), les concentrations dépassent ce seuil mais restent bien inférieures au SEM ($900 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) établi pour ce métal.

Nickel (Ni). Loring (1979) a analysé le nickel total dans les échantillons de sédiment prélevés au cours des années 1960-1970 (Figure 39). La moyenne des teneurs en nickel sur l'ensemble du système étudié était de $27 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Des concentrations similaires étaient retrouvées dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et se comparaient aux niveaux naturels dans les roches sources et autres sédiments marins (Loring, 1979).



Source : Adapté de Cossa (1990)

Figure 37. Profil longitudinal de la concentration en cadmium total ($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) dans l'eau du chenal Laurentien



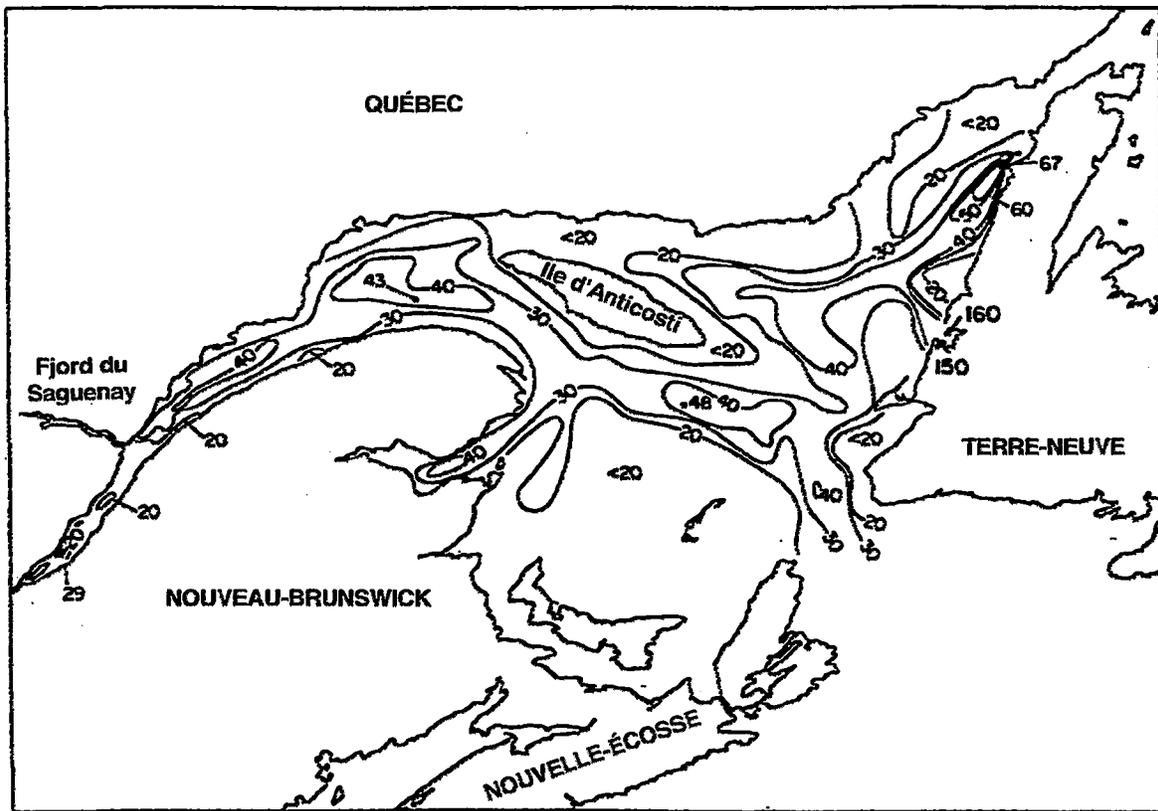
Voir la figure 32 pour la position des stations.

Source : Adapté de Gendron *et al.* (1986)

Figure 38. Distribution du cadmium extractible ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans des carottes de sédiments prélevées en 1981 dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (stations 23 et 24), golfe (stations 12 et 15) et extérieur du golfe (station 8)

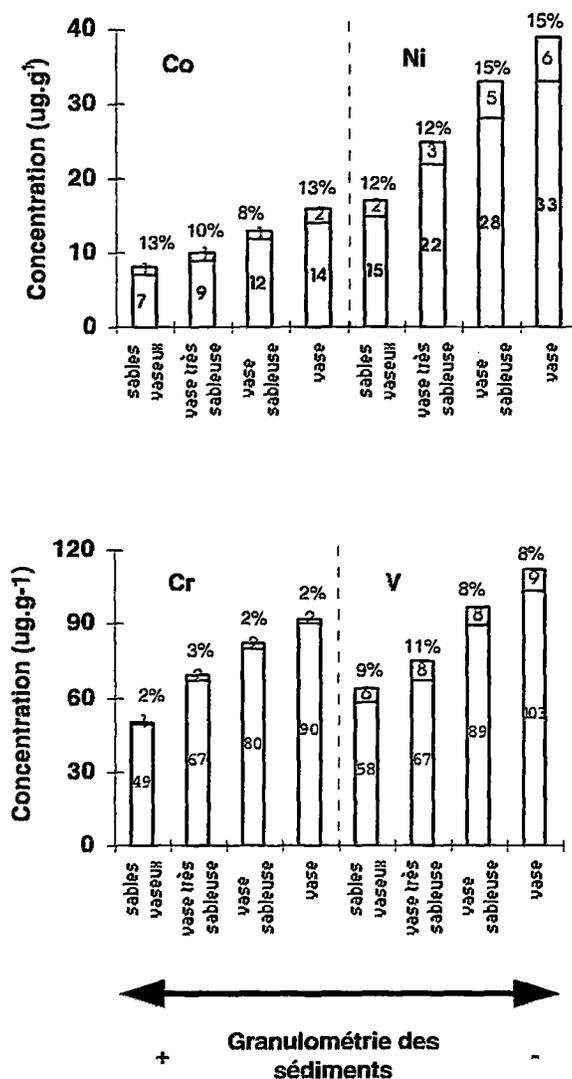
Dans le golfe, si on fait exception des concentrations maximales mesurées ponctuellement sur la côte est de Terre-Neuve (Bay of Islands) et qui sont dues à des apports locaux de minéraux détritiques, les concentrations les plus élevées sont retrouvées là encore dans les sédiments des zones les plus profondes du chenal Laurentien. Lorsque les teneurs en nickel sont détaillées selon la granulométrie des sédiments superficiels (Figure 40), on remarque en effet que la concentration moyenne en nickel augmente dans les sédiments les plus fins, selon la distinction faite par Loring (1979). Cet auteur a également évalué les proportions de ce métal qui est d'origine détritique et non-détritique (Figure 40). Quelle que soit la texture du sédiment, la part de nickel détritique prédomine dans les sédiments du golfe (Loring, 1979). Cette distinction est importante dans la mesure où elle donne une indication sur la biodisponibilité* du métal dans l'environnement. En effet, la fraction détritique correspond à la partie du métal qui est contenue dans la structure cristalline des particules minérales et qui est retenue sous forme de sulfures, d'oxydes ou de silicates, en association avec d'autres métaux. La fraction détritique serait ainsi peu, ou pas disponible pour le biote (Loring, 1979; 1988). À l'inverse, la fraction non détritique représente la fraction du métal qui est faiblement liée à la phase particulaire lors du processus de la sédimentation, soit par adsorption aux MES, par précipitation, par rétention dans les carbonates ou par incorporation dans les organismes marins. Dans les échantillons analysés, cette fraction est soluble dans l'acide acétique. Dans l'environnement marin, il s'agit de la partie la plus mobile et disponible.

Les sédiments vaseux du chenal Laurentien, les plus contaminés du golfe, montraient au moment de leur prélèvement (entre 1961 et 1974), une teneur moyenne équivalente au SSE ($35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), indiquant que la contamination du golfe par ce métal lourd n'était pas préoccupante à l'époque. Aucune carotte n'a été analysée depuis pour établir les teneurs préindustrielles et le niveau actuel de la contamination par le nickel.



Source : Adapté de Loring (1979)

Figure 39. Distribution du nickel total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent dans les années 1960-1970

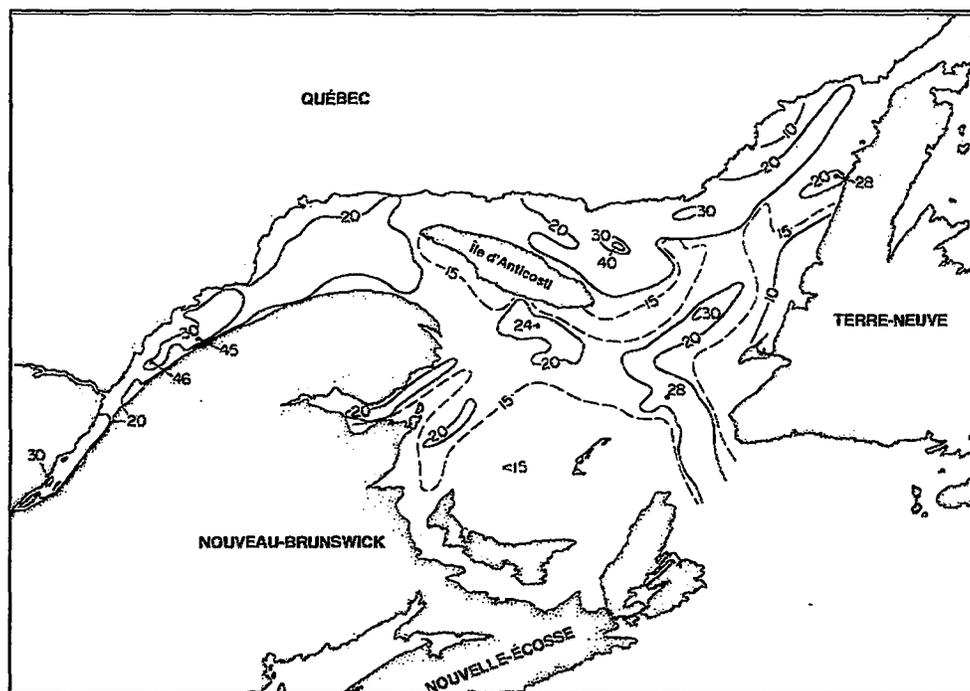


Source : Adapté de Loring (1979)

Figure 40. Concentrations moyennes en cobalt (Co), nickel (Ni), chrome (Cr) et vanadium (V) totaux ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans leurs fractions détritiques (nombres dans les cases inférieures) et non détritiques (nombres dans les cases supérieures) et pour différents types de sédiments du golfe du Saint-Laurent. La proportion de la fraction détritique de chaque métal et dans chaque type de sédiment est indiquée en pourcentage

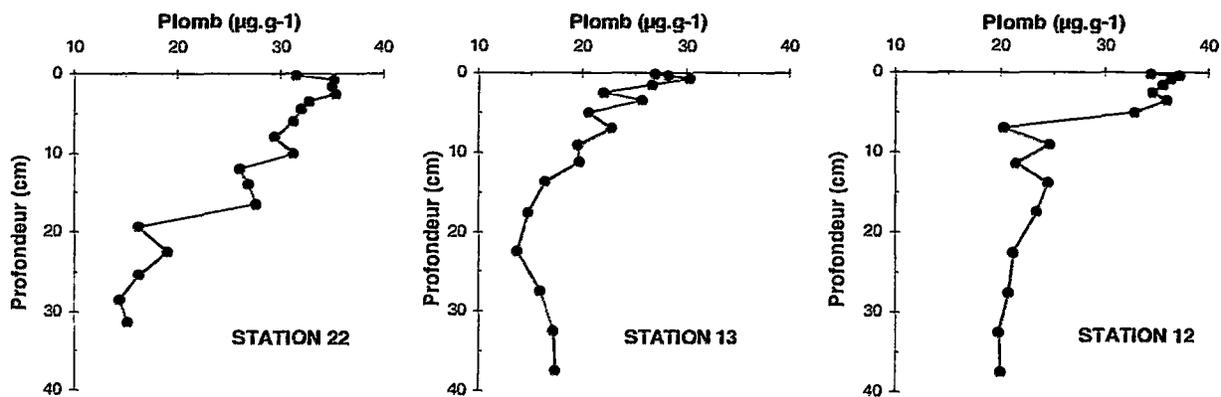
Plomb (Pb). Les premières analyses de plomb dans les sédiments de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent ont montré un niveau de contamination assez faible (Figure 41). Loring (1978) rapporte une concentration moyenne de $21 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments vaseux du golfe. Cette teneur est comparable au SSE ($23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), et indique par conséquent que la faible contamination du golfe n'était pas préoccupante au cours des années 1960-1970.

Des études plus récentes basées sur des carottes prélevées dans l'estuaire maritime (Gobeil et Silverberg, 1989; Gobeil *et al.*, 1995) ont permis d'établir la teneur préindustrielle en plomb à $16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le système du Saint-Laurent. Les travaux de Gobeil (1991) sur la phase solide des sédiments du golfe montrent une augmentation générale de la concentration en plomb vers la surface des sédiments (Figure 44), qui est reliée aux apports anthropiques depuis le début de l'ère industrielle (Gobeil et Silverberg, 1989). Toutefois, la concentration maximale ($32,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) est mesurée entre 30 et 40 mm de profondeur et en dépit du faible taux de sédimentation dans le golfe, on peut observer une légère tendance à la diminution des concentrations dans les sédiments les plus récents. D'ailleurs, cette diminution, ou tout au moins l'arrêt de l'augmentation des concentrations dans les sédiments les plus récents est une tendance générale observée sur l'ensemble du chenal Laurentien (Figure 42). Elle est évidemment plus marquée dans l'estuaire maritime où les taux de sédimentation sont plus élevés et permettent une meilleure résolution verticale des profils de concentration. Ces tendances peuvent être expliquées par des processus géochimiques et diagénétiques (Gobeil et Silverberg, 1989), mais également par une diminution du taux de déposition des apports anthropiques. En effet, à partir des différents rapports isotopiques du plomb, Gobeil *et al.*, (1995) ont démontré trois sources distinctes de plomb dans les sédiments étudiés; deux sources sont d'origine naturelle et dérivent des roches cristallines du Bouclier canadien; une source est d'origine anthropique et sa composition isotopique est typique de celle mesurée dans l'atmosphère des villes canadiennes. En effet, le plomb d'origine anthropique provient essentiellement de l'utilisation des alkyles de plomb comme antidétonants ajoutés dans les essences automobiles depuis les années 1920. Ces auteurs ont pu ainsi évaluer que les apports anthropiques de plomb dans les sédiments du chenal Laurentien ont diminué significativement depuis les années 1970, suite à la mise en marché progressive de l'essence sans plomb.



Source : Adapté de Loring (1978)

Figure 41. Distribution du plomb total dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970



Voir la figure 32 pour la position des stations.

Source : Adapté de Gobeil (1991)

Figure 42. Distribution du plomb dans la phase solide des sédiments ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) prélevés dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (station 22) et golfe (stations 12 et 13)

À titre de comparaison, les concentrations en plomb dans les sédiments récents du golfe (25 à 30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) sont plus faibles que celles qui ont été mesurées simultanément dans l'estuaire maritime (40 à 45 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), (Gobeil, 1991). Bien qu'elles aient légèrement diminué dans les dépôts récents, les teneurs en plomb dans le golfe demeurent encore deux fois plus élevées que les teneurs préindustrielles (16 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et le niveau actuel de contamination se situe entre le SSE (23 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et le SEM (42 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Manganèse (Mn). À la suite de la découverte de concentrations extrêmement élevées dans les eaux profondes du chenal Laurentien (Sundby, 1977), ce métal a fait l'objet d'études détaillées sur sa distribution et son comportement dans l'environnement marin du Saint-Laurent (Yeats *et al.*, 1979; Sundby *et al.*, 1981; Silverberg et Sundby, 1990). Tous ces travaux indiquent que les sédiments de la marge continentale sont une source importante de manganèse pour les eaux profondes. Les fortes teneurs des eaux profondes en manganèse (Figure 44) sont expliquées par le cycle géochimique de ce métal : le manganèse particulaire est en effet solubilisé de nouveau en profondeur dans le sédiment, lorsqu'il atteint la couche réductrice. Le manganèse dissous migre alors vers la surface du sédiment et une partie diffuse dans la colonne d'eau où elle précipite de nouveau. Dans la couche oxydée des sédiments superficiels, le manganèse forme des oxydes de manganèse qui sont insolubles et qui peuvent servir de matrice d'adsorption pour d'autres métaux à l'état de traces (Yeats, 1988c). De fines particules sont ainsi formées et sont transportées avec les masses d'eau. La couche d'eau profonde est donc en général extrêmement riche en manganèse, surtout dans la fraction particulaire en suspension (Sundby, 1977). Le manganèse particulaire peut dépasser 10 000 parties par million (ppm) dans des enclaves d'eau profonde (Figure 43 a et b). Il faut noter que dans les particules en suspension enrichies en manganèse, celui-ci est souvent associé avec d'autres métaux comme le fer et l'aluminium, mais en plus faibles concentrations (Silverberg et Sundby, 1990). Ainsi, contrairement à la plupart des métaux d'origine anthropique, le manganèse ne s'accumule pas dans les sédiments du chenal Laurentien. Selon Sundby *et al.* (1981), 60 p. 100 du manganèse provenant du bassin versant* du Saint-Laurent seraient transportés jusque dans l'Atlantique. Cela est attribuable à la très grande mobilité de ce métal dans les sédiments.

La figure 44 présente la distribution du manganèse dans les sédiments du chenal Laurentien. Les concentrations en manganèse sont élevées (1250 à 7750 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et restent relativement constantes sur l'ensemble du système étudié, à l'exception des zones profondes d'accumulation où les teneurs maximales sont enregistrées. Ce patron de distribution est attribuable à la grande mobilité du manganèse qui diffuse à partir des sédiments et peut se redéposer sur le fond plusieurs fois lors de son transport dans les eaux profonde et intermédiaire du chenal Laurentien (Sundby *et al.*, 1981).

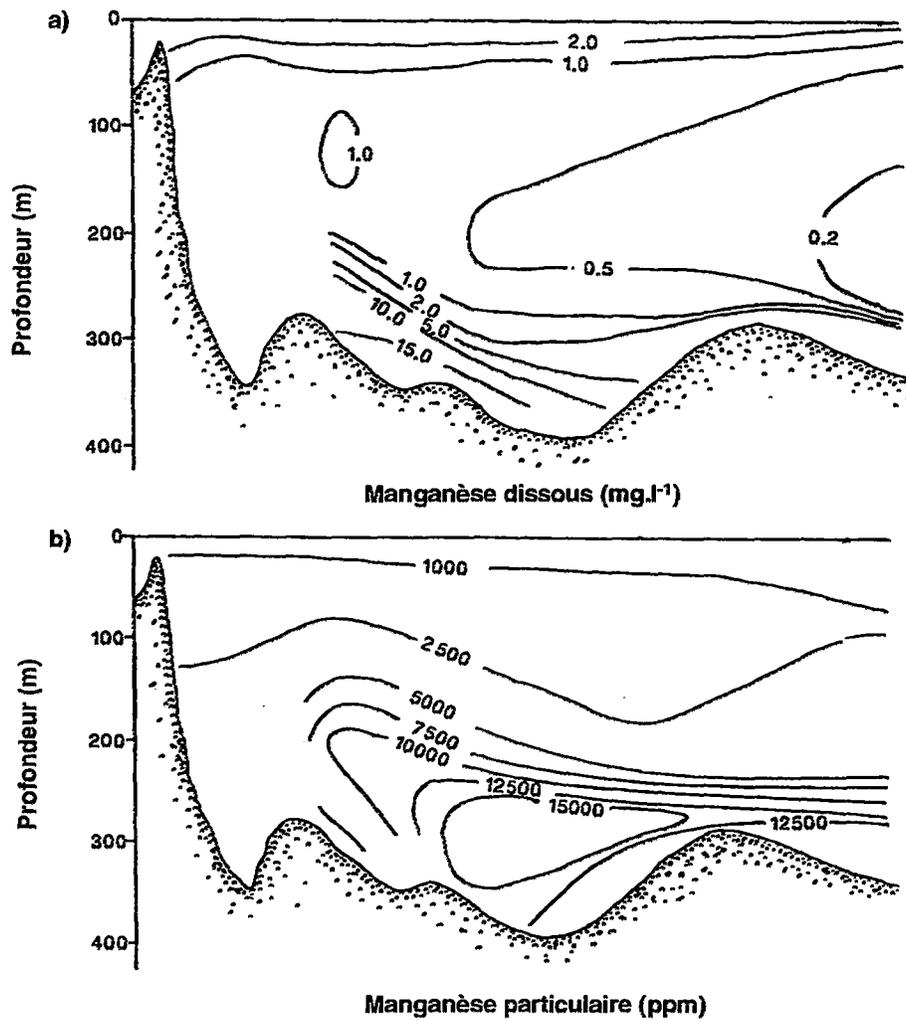
Le profil typique de la concentration en manganèse dans les carottes de sédiments du chenal Laurentien (Figure 45) montre un enrichissement important de la couche superficielle et des concentrations qui ne varient pas dans les sédiments plus profonds. Sous la couche oxygène des sédiments superficiels, se trouve la couche anoxique dans laquelle on ne retrouve plus que de faibles quantités de manganèse résiduel non soluble.

À cause de la grande mobilité de ce métal dans les sédiments profonds, ni la chronologie des apports anthropiques ni même les teneurs préindustrielles ne peuvent être déterminées à partir des profils de concentration. De plus, aucun critère de qualité n'a été établi pour le manganèse. Mais, compte tenu du cycle géochimique de ce métal dans le système marin du Saint-Laurent et de sa dynamique dominée par un transport net jusque dans l'Atlantique, il est peu probable que la contamination de l'eau et des sédiments du golfe augmente jusqu'à devenir préoccupante.

Les carottes de sédiments prélevées dans le chenal Laurentien révèlent que les teneurs préindustrielles de zinc se situaient autour de 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Figure 46). Ces concentrations ont assez peu changé dans les sédiments récents du golfe, mais on peut déceler néanmoins une légère tendance à l'augmentation des concentrations depuis le début du 20^{ème} siècle. Par contre, les sédiments superficiels montrent des teneurs légèrement plus faibles (97-117 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que les niveaux sous-jacents. La concentration de Mn dans les sédiments du golfe est environ deux fois inférieure à celle de l'estuaire maritime, pour lequel l'augmentation des teneurs en zinc est beaucoup plus marquée dans les sédiments sub-superficiels (Gobeil, 1991). Toutes les concentrations en zinc mesurées dans les sédiments du golfe se situent à un niveau comparable au SSE (100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Cuivre (Cu). Tout comme pour le zinc, les concentrations en cuivre total mesurées dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970 (Figure 47) indiquaient que ce milieu était peu contaminé par comparaison avec d'autres environnements fluviaux et estuariens (Loring, 1978). La concentration moyenne en cuivre total dans les sédiments vaseux du golfe était de $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, comparable au SSE ($28\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

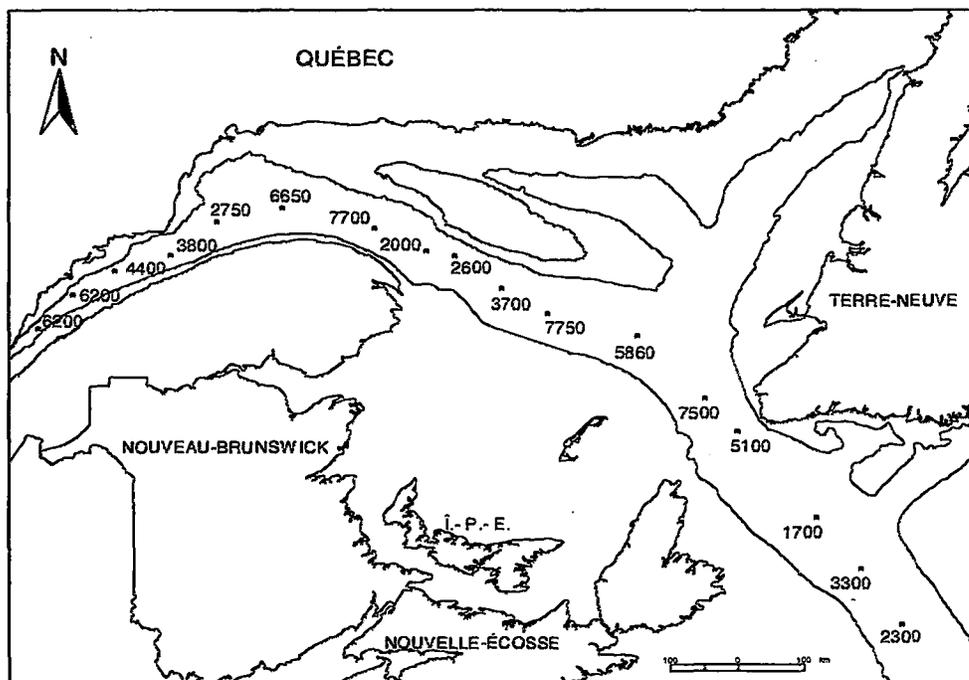
Aucune donnée n'a été publiée concernant les teneurs en cuivre dans les sédiments profonds du golfe. À partir des carottes prélevées dans l'estuaire maritime, on peut estimer que la teneur préindustrielle se situait autour de $16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments marins du Saint-Laurent (Gobeil, 1991). L'étude détaillée de carottes prélevées dans l'estuaire est indicatrice de la chronologie de la contamination dans le chenal Laurentien. Celle-ci a atteint un niveau maximal dans les couches sédimentaires qui correspondent approximativement aux dépôts des années 1970 (Gobeil, 1991). À partir de ce maximum, les concentrations en cuivre ont diminué, ou se sont stabilisées selon les stations, suivant des profils typiques déjà rencontrés pour d'autres métaux. Il est à noter que dans les sédiments récents de l'estuaire du Saint-Laurent les teneurs en cuivre dans la phase solide montrent une moyenne de $23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ce qui tout à fait comparable à la concentration moyenne calculée par Loring (1978) dans les sédiments du golfe, confirmant que la contamination par le cuivre demeure faible dans toute la portion marine du Saint-Laurent et n'est pas préoccupante dans le milieu étudié.



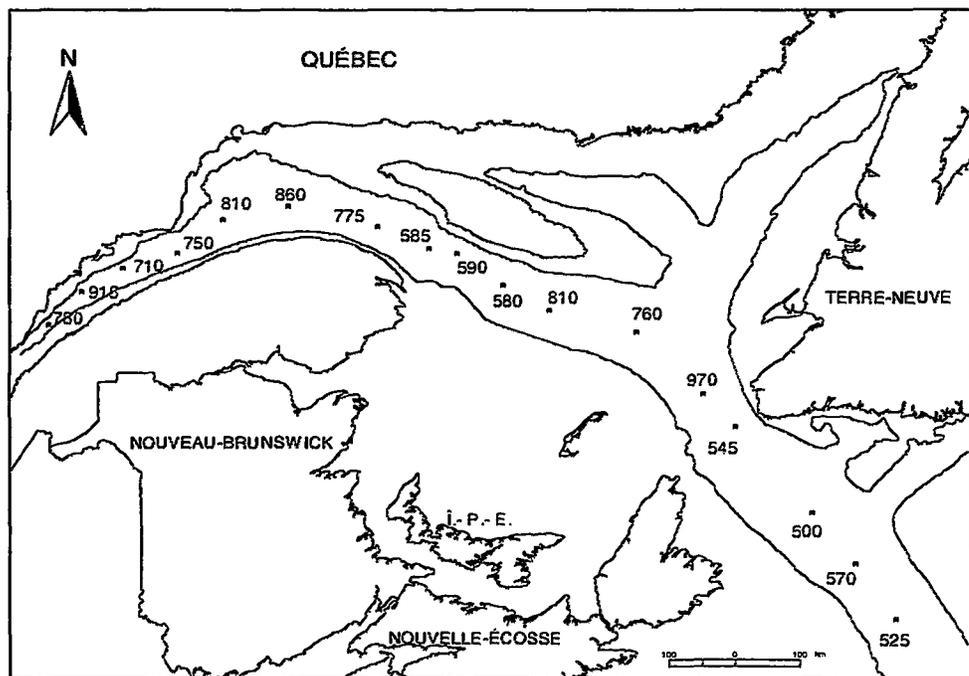
Source : Adapté de Yeats *et al.* (1979)

Figure 43. Profil longitudinal des concentrations en manganèse (a) dissous et (b) particulaire dans la colonne d'eau du chenal Laurentien

A)

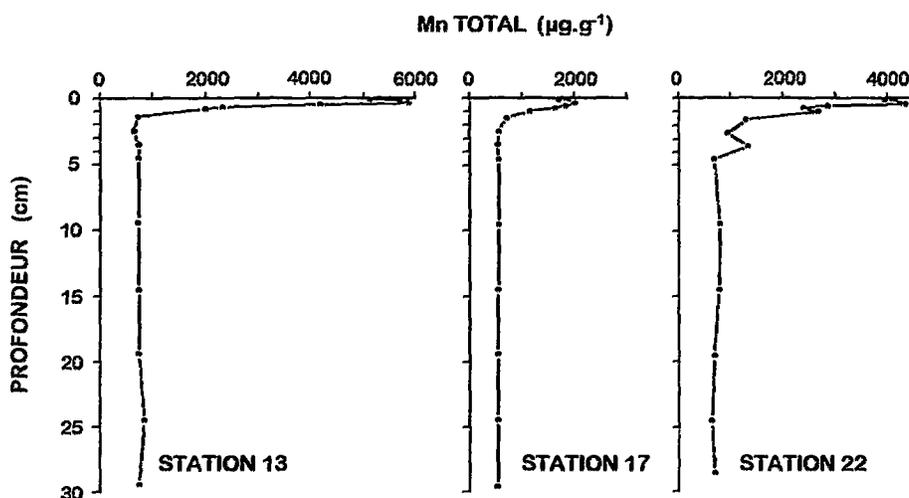


B)



Source : Adapté de Sundby *et al.* (1981).

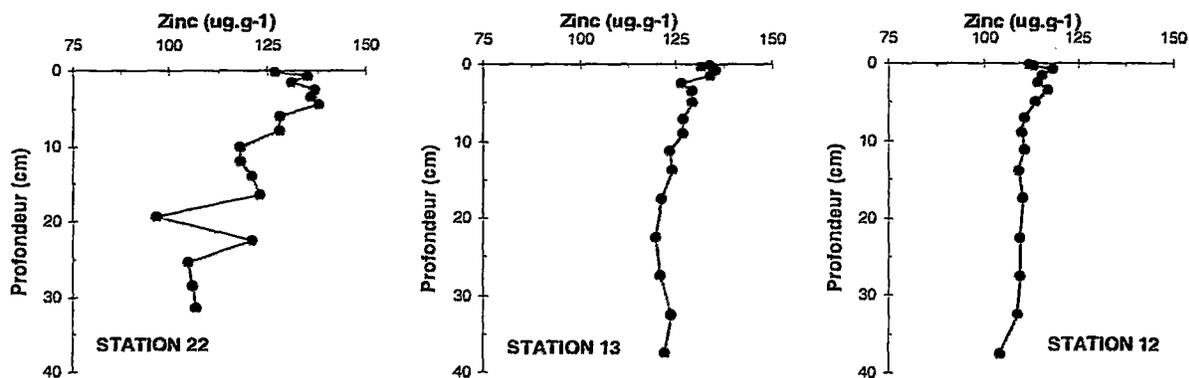
Figure 44. Distribution du manganèse total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$); (A) dans les sédiments superficiels et (B) dans les sédiments profonds du chenal Laurentien.



Voir la figure 32 pour la position des stations.

Source : Adapté de Sundby *et al.* (1981)

Figure 45. Profils typiques du manganèse total dans des carottes de sédiments prélevées dans le chenal Laurentien



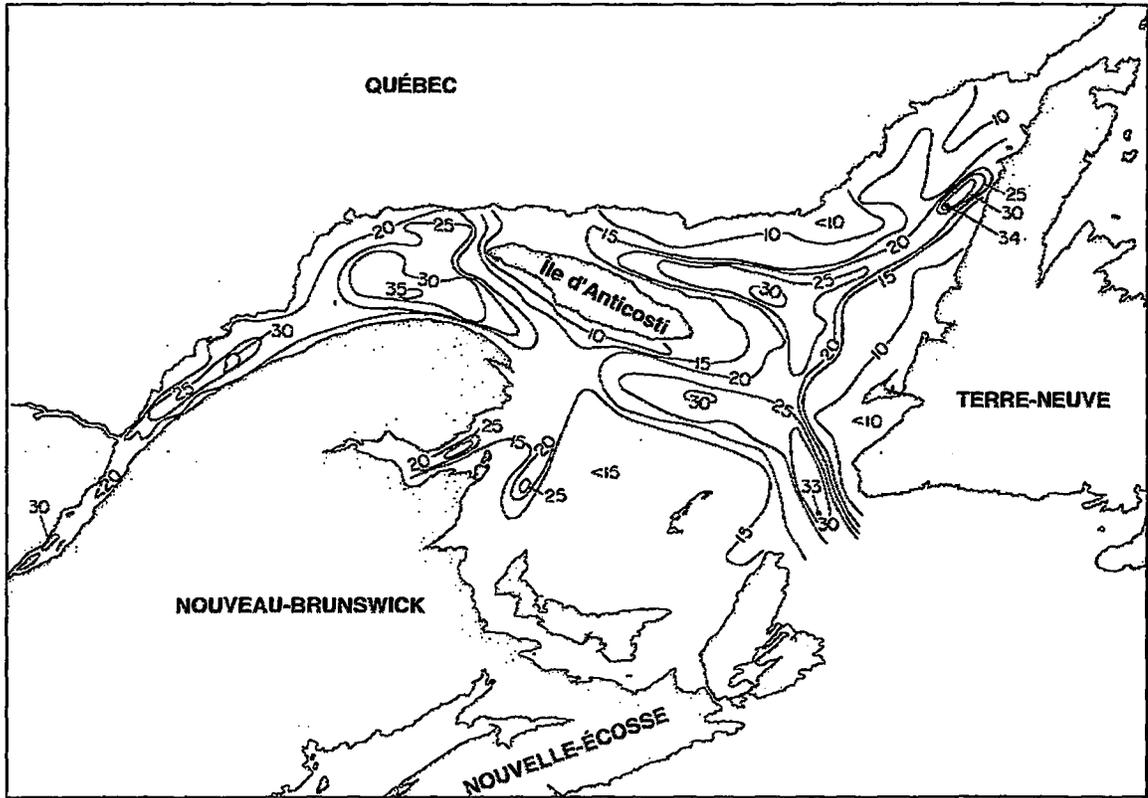
Voir la figure 32 pour la position des stations.

Source : Adapté de Gobeil (1991)

Figure 46. Distribution du zinc dans la phase solide ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) des sédiments du chenal Laurentien : estuaire maritime (station 22) et golfe (stations 12 et 13)

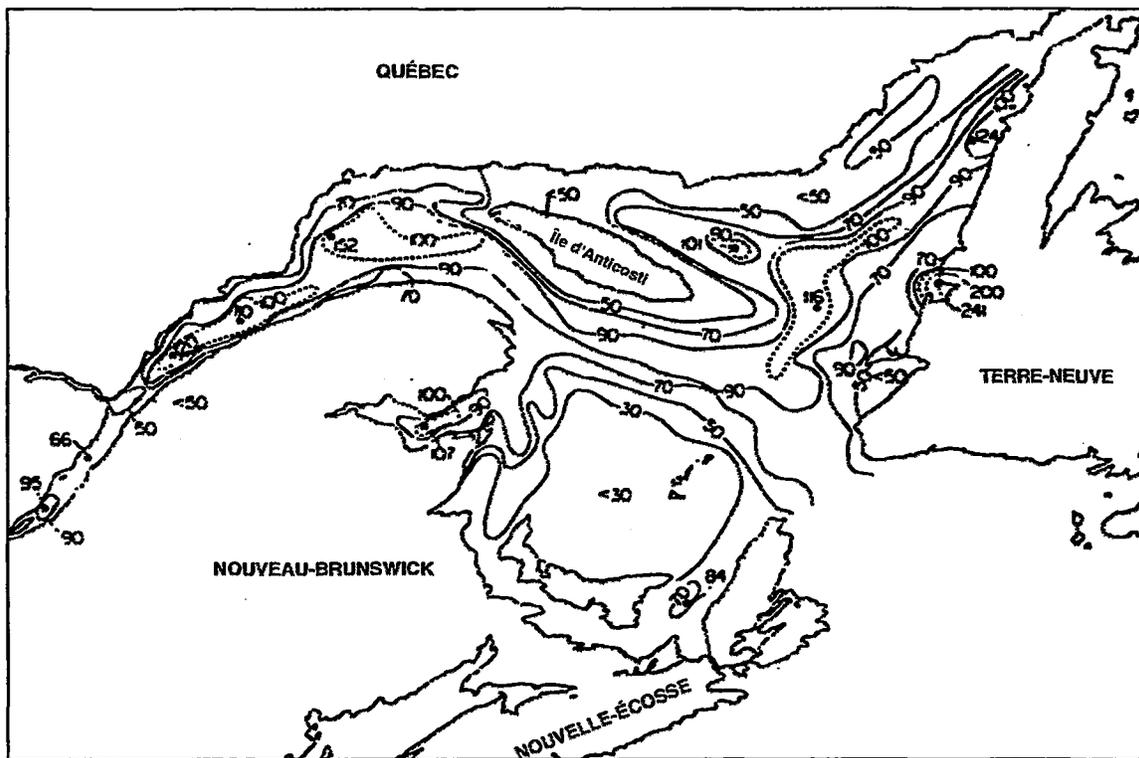
Chrome (Cr). La distribution du chrome total dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960 est présentée à la figure 48. Loring (1979) a calculé la concentration moyenne en chrome sur l'ensemble du système étudié à $70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Dans le golfe, il est intéressant de remarquer là aussi, que les sédiments plus grossiers à prédominance en sable étaient moins contaminés ($50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que les pélites ($87 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et que celles-ci contenaient du chrome essentiellement d'origine détritique (Figure 48). Néanmoins, quelle que soit la fraction granulométrique considérée, les teneurs en chrome sont comparables ou supérieures au SEM établi pour ce métal ($55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Ce métal n'a jamais été analysé dans les sédiments anciens du golfe du Saint-Laurent et il est donc impossible de connaître la chronologie de la contamination. Devant l'absence de données historiques pour le golfe, il est intéressant de rapprocher les concentrations moyennes des sédiments superficiels mesurées dans les années 1960-1970 à la teneur préindustrielle (avant 1950) calculée dans les sédiments du bassin amont du Saguenay, qui est d'environ $80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Loring, 1988). Cette comparaison, bien qu'approximative, suggère cependant que le golfe du Saint-Laurent est peu contaminé par le chrome.



Source : Adapté de Loring (1978).

Figure 47. Distribution du cuivre total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970.



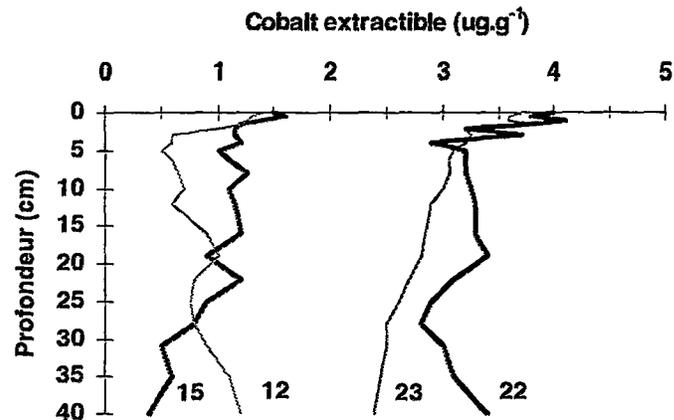
Source: Adapté de Loring (1979).

Figure 48. Distribution du chrome total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970.

Arsenic (As). L'arsenic est un métalloïde qui dont la distribution en milieu marin est intimement liée au cycle du carbone. Loring (1988) rapporte une concentration moyenne en arsenic de $6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments vaseux du golfe prélevés au cours des années 1960-1970. Cette teneur était alors comparable au SEM ($7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), mais des données plus récentes provenant d'échantillons prélevés dans le chenal Laurentien en 1982 (Belzile, 1988) montrent que les concentrations d'arsenic (12 à $16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans la fraction solide des sédiments superficiels dépassent maintenant le SEM et sont légèrement sous le SEN ($17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Dans le système du Saint-Laurent, il y a une corrélation très marquée entre la salinité et la teneur des eaux en arsenic dissous, les eaux marines de l'Atlantique qui remontent le golfe et l'estuaire étant beaucoup plus riches en arsenic dissous qu'ailleurs dans le système (Tremblay et Gobeil, 1990). Cela indique que l'arsenic retrouvé dans les sédiments marins n'est probablement pas d'origine anthropique. Il s'agirait d'un phénomène purement géochimique d'extraction de l'arsenic contenu dans les eaux marines. L'enrichissement des sédiments de surface en arsenic sous forme solide et la forte diminution de l'arsenic dissous dans l'eau interstitielle des mêmes sédiments superficiels suggèrent, en effet, qu'une portion de l'arsenic est adsorbée sur des oxydes de fer précipités à l'interface eau-sédiment (Belzile, 1988; Tremblay et Gobeil, 1990). La formation de pyrite dans la couche réductrice des sédiments affecte également la distribution de ce métalloïde en profondeur. Par conséquent, en raison de sa grande mobilité dans les sédiments, ni les teneurs préindustrielles ni l'historique de la contamination ne peuvent être déterminées à partir de l'analyse des carottes de sédiments (Belzile, 1988).

Cobalt (Co). Les analyses de cobalt dans les échantillons de sédiments superficiels prélevés dans les années 1960-1970, montraient une répartition relativement homogène de ce métal sur l'ensemble du système étudié (Loring, 1979). Les teneurs en cobalt total variaient de 3 à $22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ avec une teneur moyenne de $12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Dans le golfe, les pélites contenaient des concentrations légèrement plus élevées avec une moyenne de $14 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, mais qui demeure comparable aux teneurs mesurées sur l'ensemble de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent ainsi que dans le fjord du Saguenay (Loring, 1979). Tout comme le nickel, le cobalt accumulé dans les sédiments du golfe est surtout d'origine détritique, donc peu ou pas disponible pour les organismes marins (Figure 40).

Les seules données disponibles sur la distribution du cobalt dans les sédiments profonds du golfe sont celles de Gendron *et al.* (1986). Toutefois, ces concentrations ne sont pas directement comparables avec les teneurs en cobalt total car il ne s'agit que de la fraction du métal qui est extractible par le mélange de solvants hydroxylamine / acide acétique (Figure 49). Selon ces auteurs, dans les sédiments du Saint-Laurent, le cobalt extractible ne représente qu'une faible proportion du cobalt total. De plus, cette proportion extractible est variable et elle est beaucoup plus élevée dans les sédiments de l'estuaire (de 15 à 23 p. 100) que dans ceux du golfe (4 à 8 p. 100). Compte tenu de ces pourcentages, les données de Gendron *et al.* (1986) sont en accord avec les teneurs en cobalt total mesurées dans les sédiments superficiels par Loring (1979). De plus, ces profils verticaux montrent que les processus diagénétiques qui contrôlent la distribution du cobalt dans les sédiments sont similaires à ceux qui ont été décrits en détail pour le manganèse. Un cycle géochimique semblable à celui du manganèse existe très probablement pour le cobalt même si celui-ci n'a pas été étudié aussi intensivement dans les sédiments du chenal Laurentien. Par contre, la faible proportion du cobalt extractible indique que la plus grande partie de ce métal n'est pas disponible ni mobilisée de nouveau et reste enfouie dans les sédiments profonds. D'ailleurs, la partie extractible du cobalt, telle que mesurée par Gendron *et al.* (1986), est à rapprocher de la fraction non détritique différenciée par Loring (1979) qui comptait pour 8 à 13 p.100 du cobalt total dans les sédiments superficiels du golfe (Figure 40).



Voir la figure 32 pour la position des stations.

Source : Adapté de Gendron *et al.* (1986)

Figure 49. Distribution du cobalt extractible ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans des carottes de sédiments prélevées en 1981 dans le chenal Laurentien : estuaire maritime (stations 23 et 24) et golfe (stations 12 et 15)

Sélénium (Se). La distribution du sélénium dans les sédiments du chenal Laurentien a été étudiée par Belzile et Lebel (1988) à partir d'échantillons prélevés en 1982. La concentration dans les sédiments superficiels variait de $0,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, à la tête du chenal Laurentien, à $1,28 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à l'extrémité est du golfe. Le comportement et la distribution de ce métalloïde dans le milieu marin sont similaires à ceux qui ont été décrits en détail pour le cadmium. En effet, le sélénium est transporté vers les sédiments adsorbé à la matière organique marine. Dans les sédiments, il est mobilisé de nouveau suite aux nombreux processus de transformation impliquant la matière organique et il peut précipiter ou retourner à la colonne d'eau. Comme pour le cadmium, aucun profil de concentration dans le sédiment ne peut être interprété en terme de chronologie des dépôts (Belzile et Lebel, 1988). Il n'existe pas de critère de qualité des sédiments pour ce métalloïde.

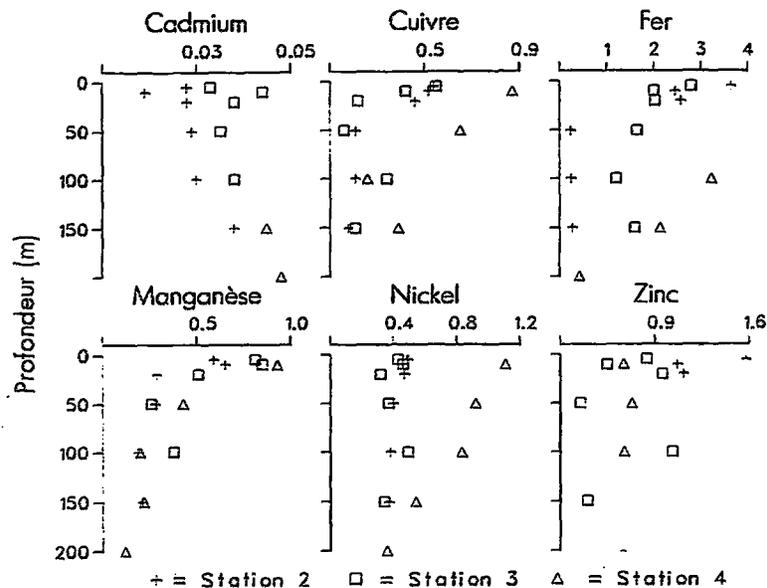
Vanadium (V). La distribution du vanadium total dans les sédiments superficiels de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au cours des années 1960-1970 montraient des concentrations variant de 4 à $168 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ avec une valeur moyenne de $92 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Loring, 1979). La concentration moyenne dans les sédiments vaseux du golfe était de $105 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et était comparable

aux teneurs moyennes rapportées dans l'estuaire du Saint-Laurent. Comme pour les autres métaux présentés sur la figure 40, le vanadium accumulé dans les pélites du golfe est essentiellement d'origine détritique, donc fortement retenu dans les structures minérales incorporées dans le sédiment (Loring, 1979). La fraction non détritique du vanadium, la plus disponible, représentait seulement 8 p. 100 du vanadium total dans les sédiments du golfe, contre 18 p. 100 dans l'estuaire du Saint-Laurent. On ne dispose d'aucune donnée récente sur la distribution du vanadium dans les sédiments profonds du golfe et il n'existe pas non plus de critère de qualité des sédiments pour ce métal.

Fer (Fe). Le fer présente des interactions chimiques avec d'autres métaux à l'état de traces. Cependant, nous ne rapportons ici les données qui sont disponibles sur les teneurs en fer dans l'eau et les sédiments du golfe du Saint-Laurent.

Dans les eaux du golfe, les efforts de recherche ont surtout porté sur le détroit de Cabot. Ainsi, Yeats (1988c) a mesuré les concentrations en fer dissous avec cinq autres métaux à différentes profondeurs (Figure 50). Les profils verticaux obtenus pour le fer et pour la plupart des autres métaux analysés peuvent être expliqués par la circulation des masses d'eau dans ce secteur (voir la section 2.2). En effet, les plus fortes concentrations en métaux dissous sont associées aux eaux superficielles non salées et indiquent que les eaux douces provenant de l'amont du système du Saint-Laurent sont à l'origine de la présence de ces métaux. Au contraire, les eaux marines de l'Atlantique qui entrent dans le golfe en profondeur sont généralement moins chargées en métaux (Yeats, 1988c). Seul le profil du cadmium fait exception, puisque la distribution de ce métal lourd dans les eaux du large est reliée à la présence de matière organique d'origine marine et non pas aux sources de contamination. Dans son article, Yeats (1988c) fait également une revue des différents modèles qui ont permis de calculer le flux des métaux traces dans le golfe du Saint-Laurent. Ces modèles globaux indiquent que 93 p. 100 du fer particulaire et 54 p. 100 du fer dissous qui arrivent dans le golfe précipitent et sont accumulés dans les sédiments du golfe. Cette proportion est comparable à celle calculée pour le manganèse particulaire (90 p. 100). L'importance de la sédimentation et des processus d'échanges sur la distribution des constituants chimiques dans le golfe du Saint-Laurent (Sundby *et al.*, 1991) est

confirmée dans ce modèle par la forte proportion des MES qui sédimentent dans le golfe et avec lesquelles le fer et le manganèse sont fortement liés (Yeats, 1988c).

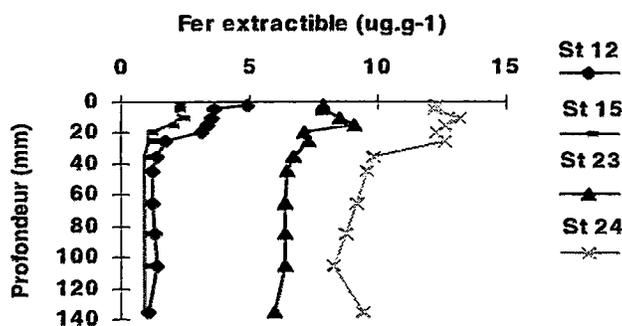


Source : Adapté de Yeats (1988c)

Figure 50 Concentrations de certains métaux dissous ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) en fonction de la profondeur, à 3 stations dans le détroit de Cabot

Dans la phase solide des sédiments, Gobeil (1991) rapporte des concentrations variant de 34 à 40 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ à la station 12 et de 40 à 43 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ à la station 13. À titre de comparaison, les sédiments du chenal Laurentien dans l'estuaire maritime contiennent de 44 à 58 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ de fer particulaire. Toutefois, ces teneurs en fer total ne permettent pas d'observer de variations significatives des concentrations. Par contre, la fraction extractible, celle correspondant au fer réactif, est en concentration beaucoup plus faible, de l'ordre du $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et montre des valeurs 5 à 10 fois plus faibles dans le golfe que dans l'estuaire maritime. (Figure 51). De plus, on observe une augmentation marquée de cette fraction dans les premiers centimètres des sédiments du chenal Laurentien. À l'inverse, les autres compartiments riches en fer, la fraction dissoute contenue dans l'eau interstitielle et la pyrite (sulfure de fer naturel), montrent des concentrations plus fortes en

profondeur, dans les couches réductrices du sédiment (Gobeil, 1991). Dans les sédiments superficiels, le fer réactif forme, souvent en association avec le manganèse, des oxydes ayant la capacité d'adsorber ou de co-précipiter d'autres éléments à l'état de traces. Par conséquent, les distributions dans les sédiments seront similaires à celles décrites pour le fer ou le manganèse (Silverberg et Sundby, 1990). Parmi les éléments qui suivent le même patron de distribution que le fer ou le manganèse, on trouve l'arsenic (Belzile, 1988), le sélénium (Belzile et Lebel, 1988) et le plomb (Gobeil et Silverberg, 1989).



Voir la figure 32 pour la position des stations.

Source : Adapté de Belzile (1988)

Figure 51. Concentrations de la fraction extractible du fer ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments du chenal Laurentien : estuaire maritime (stations 23 et 24) et golfe (stations 12 et 13)

Aluminium (Al). Il existe peu de données sur les concentrations en aluminium dans le golfe du Saint-Laurent. Les travaux de Loring (1988) concernent surtout des analyses minéralogiques qui montrent que les teneurs en aluminium sont étroitement reliées à la composition et à la granulométrie des sédiments du golfe. Ainsi, les fortes proportions des sables en feldspaths aluminifères expliquent les teneurs élevées en aluminium, mais pas nécessairement en métaux traces. De plus, dans les sédiments du golfe, l'augmentation générale de la concentration en métaux détritiques au fur et à mesure que la granulométrie diminue s'accompagne d'une augmentation de la proportion en minéraux aluminosilicatés. La teneur

moyenne en aluminium des sédiments du golfe varie de 6 p. 100 dans les fractions les plus grossières ($> 53 \mu\text{m}$), à un peu plus de 8 p. 100 pour les fractions les plus fines ($< 2 \mu\text{m}$) (Loring, 1988). Plus récemment, Gobeil (1991) a rapporté des teneurs en aluminium dans la phase solide des sédiments superficiels du chenal Laurentien tout à fait comparables : $65.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (6.5 p. 100) dans les sédiments du golfe (stations 12 et 13) et autour de $80 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (8.0 p. 100) dans l'estuaire maritime (stations 22, 23 et 24) (voir la position exacte des stations sur la figure 32).

Étain (Sn). Ce métal entre dans la composition des peintures antisalissures, dans lesquelles il est présent sous la forme de composés organométalliques hautement toxiques pour la vie marine. Ces peintures ont été utilisées depuis des années sur les coques des navires et les infrastructures immergées partout dans le monde, y compris au Canada. Pourtant, il faut souligner qu'aucune donnée n'est encore disponible sur la contamination des eaux et des sédiments dans les zones portuaires, ni sur les principales routes de navigation, ni dans les zones de sédimentation du golfe où l'étain et les organoétains ont le plus de chances d'être accumulés (Pelletier, 1994).

4.2.2 Composés organochlorés

Les composés organochlorés sont des substances chimiques qui sont pour la majorité d'origine anthropique. Une faible solubilité dans l'eau, avec pour corollaire une grande affinité pour les corps gras (lipides, graisses) dans lesquels ils se dissolvent et s'accumulent, caractérise généralement ces composés. Cette liposolubilité peut alors entraîner un phénomène de bioaccumulation* par les organismes marins, voire même une bioamplification* à travers la chaîne alimentaire (Kennish, 1992). Ce groupe de substances renferme des composés qui sont très toxiques pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations (Tableau 21). De plus, plusieurs de ces composés sont très résistants à la biodégradation* et, par conséquent, peuvent être persistants dans l'environnement.

Dans les sections suivantes, les principales familles de composés organochlorés sont passées en revue. Par rapport à leur toxicité et aux préoccupations environnementales qu'ils engendrent, les données disponibles sur la contamination de l'eau et des sédiments du golfe sont assez peu nombreuses. Peu de données sont disponibles pour le golfe. Toutefois, dans le cadre de l'évaluation environnementale faite avant le renflouage de l'épave de l'*Irving Whale*, un bilan de

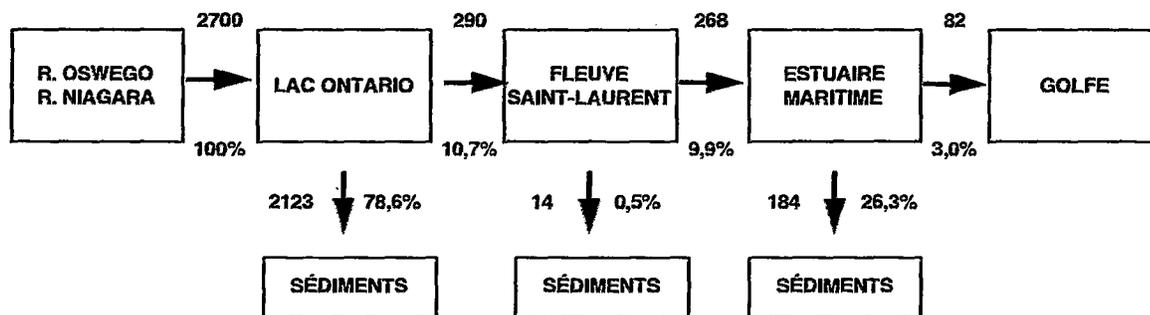
la distribution des biphényles polychlorés (BPC) dans le golfe a été produit et les faits saillants de cette étude sont résumés dans ce document. À noter que d'autres études sont en cours afin d'évaluer les concentrations de BPC dans les sédiments du golfe.

DDT et métabolites (DDD, DDE). Le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), pesticide utilisé intensivement jusqu'au milieu des années 1970 en Amérique du Nord, montre une large répartition à l'échelle globale. Pourtant, le DDT n'a pas fait l'objet d'analyse dans le golfe du Saint-Laurent. Les seules données disponibles pour le chenal Laurentien proviennent d'une seule carotte de sédiments prélevée en 1985 dans l'estuaire maritime. La concentration en DDT était inférieure à la limite de détection de la méthode utilisée à cette époque. Par contre, les profils obtenus pour le dichlorodiphényldichloroéthane (DDD) et pour le dichlorodiphényldichloéthylène (DDE), les deux produits de dégradation du DDT, montraient des maximums de concentration ($1,6-1,8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) à une profondeur intermédiaire correspondant approximativement à la période de traitement intensif des forêts du Québec et du Nouveau-Brunswick avec ce pesticide durant les années 1950 (Cossa, 1990). Toutefois, les résultats de l'analyse de cette carotte montre que le SSE ($2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) n'était pas dépassé et que la concentration en DDE des sédiments superficiels était considérablement inférieure à celle mesurée dans les couches plus profondes (Cossa, 1990).

Mirex. Le mirex est un insecticide chloré qui n'a jamais été utilisé au Canada. La source unique de la contamination du système du Saint-Laurent est une usine située près du lac Ontario, qui a produit de grandes quantités de mirex jusque dans les années 1970. Comba *et al.* (1993) ont dressé le bilan de masse du mirex qui a transité durant quarante ans dans l'ensemble du système du Saint-Laurent (Figure 52). Selon ces auteurs, 184 kg de mirex seraient piégés dans l'estuaire maritime et 82 kg dans le golfe. Une récente étude, effectuée à l'aide de techniques plus spécifiques permettant de mieux discriminer le mirex, arrivent à des conclusions différentes de Comba *et al.* (1993), alors que la quantité de mirex dans l'estuaire maritime serait de loin inférieure à la précédente étude (Lebeuf, 1997).

Biphényles polychlorés (BPC). Les biphényles polychlorés sont des composés à deux cycles aromatiques supportant un nombre variable d'atomes de chlore. Selon la position des atomes de chlore sur la molécule, il existe 209 congénères (Moore et Walker, 1991). Ces

composés sont produits synthétiquement et sont utilisés généralement pour leurs propriétés diélectriques sous la forme de différents mélanges de congénères en proportions variables (par exemple, les produits commercialisés sous le nom générique d'*Aroclor* en Amérique du Nord). À partir des années 1930, la dispersion des BPC dans l'environnement s'est étendue à l'échelle globale et ce n'est que depuis les années 1970 qu'ils font l'objet d'une réglementation stricte. Beaucoup de BPC sont très peu solubles dans l'eau et persistants dans l'environnement. Par conséquent, ils sont surtout liés aux matières en suspension (Kaiser *et al.*, 1990a) et s'accumulent assez facilement dans les sédiments ainsi que dans les organismes (Allan *et al.*, 1991; Moore et Walker, 1991). Il s'agit habituellement de composés relativement toxiques mais dont la toxicité intrinsèque dépend de la structure moléculaire et du nombre de chlore. Il en résulte que les mélanges commerciaux de BPC (p. ex. : *Aroclor*) affichent des toxicités différentes selon leur composition et la proportion des congénères (Tableau 21).



Source : Adapté de Comba *et al.* (1993)

Figure 52. Bilan massique du mirex (exprimé en kg et en pourcentage du total rejeté) qui a transité dans le système du Saint-Laurent entre 1950 et 1990

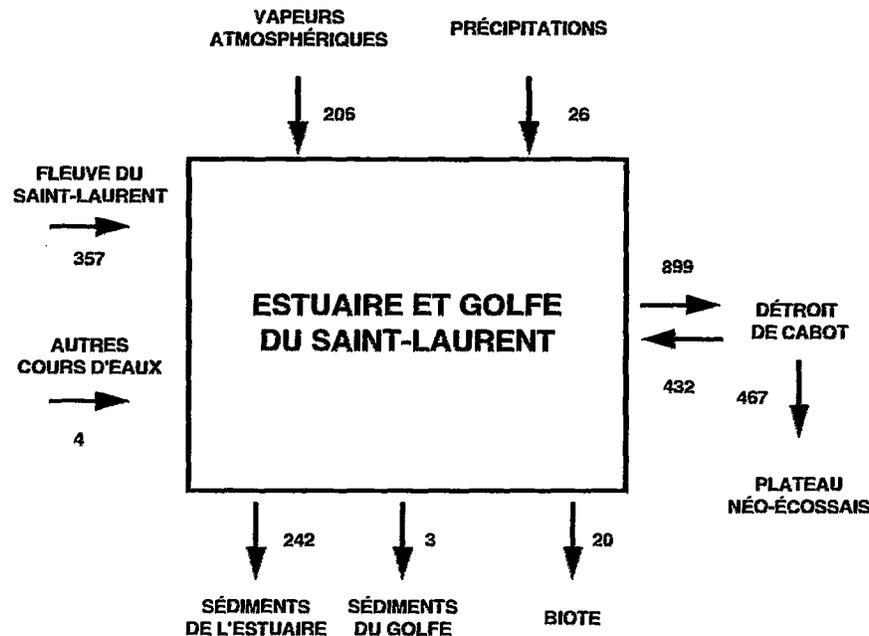
Le taux d'accumulation moyen des BPC dans la partie du chenal Laurentien située dans l'estuaire maritime a été estimé à 450 kg par année au cours des années 1980 (Gobeil et Lebeuf, 1992). Cette valeur représente une proportion importante (au moins la moitié) du flux annuel de BPC dans les eaux du Saint-Laurent à la hauteur de Québec (Kaiser *et al.*, 1990a;

Quémaraïs *et al.*, 1994). Au large de Pointe-des-Monts, dans le chenal Laurentien, la teneur maximale des sédiments est de $25 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gilbert et Walsh, 1996) ce qui est en accord avec les résultats de Gobeil et Lebeuf (1992) qui ont mesuré des concentrations de $54 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ à la station 23 et de $28 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ à la station 22 (voir la figure 32). Toutefois, les sédiments de surface montrent des concentrations légèrement plus faibles qu'à quelques centimètres de profondeur, ce qui pourrait indiquer une diminution des apports de BPC provenant de l'estuaire du Saint-Laurent au cours des dernières années. Le niveau actuel des concentrations en BPC dans le chenal Laurentien serait donc comparable, ou dépasserait légèrement le SSE ($20 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) mais reste bien en dessous du SEM ($200 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$), seuil qui n'a été dépassé que dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent et dans les Grands Lacs (Gobeil et Lebeuf, 1992).

Dans le cadre d'une évaluation environnementale effectuée en préparation des travaux de renflouage de la barge *Irving Whale*, un bilan de masse des BPC a été établi pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Figure 53; Gilbert et Walsh, 1996). On remarque en particulier que le fleuve Saint-Laurent constitue la source principale des apports de BPC au golfe, mais qu'une grande partie des BPC provient également de la déposition atmosphérique directe. C'est au niveau du détroit de Cabot, que l'on observe les pertes en BPC les plus importantes. Les eaux de l'Atlantique qui pénètrent dans le golfe étant deux fois moins chargées en BPC que les eaux superficielles qui en sortent, cet échange conduit à une perte nette de $467 \text{ kg}\cdot\text{an}^{-1}$, ce qui est positif pour le golfe (Figure 53). Les pertes se font également par la forte sédimentation dans l'estuaire maritime et, dans une proportion beaucoup plus faible, dans le golfe. En fait, les sédiments du golfe ne reçoivent que $3 \text{ kg}\cdot\text{an}^{-1}$ de BPC, soit à peine plus de 1 p. 100 des pertes par sédimentation dans le système étudié. Il est important ici de souligner qu'il s'agit de pertes dans la colonne d'eau, mais que les BPC qui sédimentent restent dans les sédiments du golfe où ils continuent de s'accumuler.

Comme l'indique la répartition des charges dans les différents compartiments du système étudié (Tableau 23; Gilbert et Walsh, 1996), environ 86 p. 100 des BPC présents dans le golfe sont accumulés dans les sédiments, le reste étant dispersé dans la masse d'eau (4 p.100) et accumulé dans les organismes marins du golfe (environ 10 p.100). Ce sont les sédiments situés à plus de 200 m de profondeur qui contiennent la plus forte charge en BPC, soit 83,4 p.100 du total

des BPC enfouis dans les sédiments du golfe. Comparativement à la charge estimée dans les sédiments de l'estuaire maritime, et compte tenu des surfaces et des volumes énormes de sédiments impliqués dans le golfe, ce bilan fait état que ce dernier est probablement très peu contaminé en terme de concentration de BPC et beaucoup moins contaminé que les secteurs situés plus en amont dans le chenal Laurentien. Bien que certaines de ces estimations comportent beaucoup d'incertitudes à cause de la faible quantité de données disponibles sur les teneurs en BPC des eaux du golfe (Gilbert et Walsh, 1996), elles donnent néanmoins une bonne idée de la répartition des BPC dans l'écosystème marin du golfe du Saint-Laurent. D'autres estimations faites par Pelletier (1996) conduisent d'ailleurs aux mêmes estimations pour les apports atmosphériques (0,2 t-an⁻¹), la charge totale dans les eaux du golfe (1,7 t) et dans les organismes marins (2,0 t).



Source : Adapté de Gilbert et Walsh (1996)

Figure 53. Bilan massique des BPC (kg-an⁻¹) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

À côté des apports continus de BPC provenant de l'extérieur du golfe, il convient de mentionner que l'épave de *l'Irving Whale* qui a été renflouée en août 1996, contenait initialement, en plus de sa cargaison de mazout brut, environ 7,5 t d'*Aroclor 1242* et 1,9 t de chlorobenzènes dans son système de chauffage interne (MPO et Environnement Canada, 1996). Les analyses effectuées en 1994 et 1995, avant le renflouage de la barge, montraient des concentrations de BPC dans les sédiments s'échelonnant de 0,03 à 0,07 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à 500 m et de 10 à 890 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à proximité de l'épave (MPO et Environnement Canada, 1996). Actuellement, la contamination réelle des sédiments et du biote dans la zone où l'épave a reposé pendant 26 ans est à l'étude.

Tableau 23
Charges en BPC (tonnes) estimées dans différents compartiments
de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent

<i>Écosystèmes et compartiments</i>	<i>BPC (t)</i>
Estuaire maritime (charge totale)	27,5
Eau	1,1
Sédiments	26,4
Golfe (charge totale)	56,8
Eau	2,4
Sédiments (charge totale)	48,9
Sédiments (< 200 m)	8,1
Sédiments (> 200 m)	40,8
Organismes pélagiques (charge totale)	5,5
Plancton	1,8
Organismes benthiques	3,6
Poissons	< 0,1
Estuaire + golfe (charge totale)	84,3

Source : Adapté de Gilbert et Walsh (1996)

Dioxines et furanes. Les polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzo-p-furanes (PCDF) proviennent de la combustion incomplète des composés organochlorés et sont libérés dans l'atmosphère principalement par les incinérateurs industriels et municipaux. Ces composés sont reconnus actuellement comme étant parmi les substances les plus

toxiques qui soient. Comme les BPC, la toxicité intrinsèque de chaque dioxine ou furane dépend très étroitement du nombre d'atomes de chlore qu'ils contiennent. Les composés les plus toxiques sont: 2,3,7,8-T4CDD (le plus toxique), suivi du 1,2,3,7,8-P5CDD et du 2,3,4,6,7-P5CDF.

Les analyses de dioxines et de furanes dans les sédiments superficiels de l'estuaire maritime indiquent que ceux-ci sont faiblement contaminés par rapport à d'autres environnements côtiers ailleurs dans le monde (Brochu *et al.*, 1995). Les seules données concernant les sédiments du chenal Laurentien ont été rapportées très récemment par Lebeuf *et al.* (1996). Une des stations échantillonnées par ces auteurs se situe près de Pointe-des-Monts, à l'extrémité ouest du golfe du Saint-Laurent et montre une charge globale en dioxines et furanes 11 fois plus faible que la charge mesurée plus en amont, à la tête du chenal Laurentien (Tableau 24). On remarque également que dans chacun des groupes, les composés les plus abondants sont ceux qui sont relativement les moins toxiques, c'est-à-dire les homologues fortement chlorés (à 7 ou 8 atomes de chlore). Les distributions relatives des homologues sont semblables à toutes les stations le long du chenal Laurentien et suggèrent une seule source prédominante, vraisemblablement d'origine atmosphérique (Lebeuf *et al.*, 1996). Le gradient de concentration montrant clairement une diminution des charges vers l'aval du chenal Laurentien, cela indique que la contamination des sédiments est due principalement aux apports provenant du Saint-Laurent et à la sédimentation progressive du matériel particulaire dans ce secteur. D'ailleurs ces auteurs ont calculé que les apports atmosphériques directs comptent pour environ 35 p. 100 de la charge totale en dioxines et furanes accumulés dans les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent. En absence d'autres données plus en aval du chenal Laurentien, et en se basant sur les résultats présentés ici, on peut penser que les sédiments du golfe sont peu contaminés par les dioxines et les furanes.

Tableau 24
Charge totale (pg-cm²) et contribution relative (en pourcentage du total)
des dioxines et furanes dans des carottes de sédiments prélevées
dans le chenal Laurentien

<i>Groupes d'homologues</i> ¹	<i>Station 24 A</i> ²	<i>Station 23</i>	<i>Station C2</i>	<i>Station C1 (entrée du golfe)</i>
Dioxines :				
T4CDD	109 (0,5)	60 (0,4)	47 (1,3)	42 (2,0)
P5CDD	165 (0,7)	109 (0,7)	49 (1,3)	26 (1,2)
H6CDD	1125 (4,7)	670 (4,1)	204 (5,4)	101 (4,7)
H7CDD	3945 (16,7)	2740 (16,9)	655 (17,4)	323 (15,1)
O8CDD	11594 (49,0)	8513 (52,5)	1734 (46,1)	987 (46,3)
Furanes :				
T4CDF	758 (3,2)	479 (3,0)	211 (5,6)	170 (8,0)
P5CDF	595 (2,5)	356 (2,2)	133 (3,5)	115 (5,4)
H6CDF	1169 (4,9)	778 (4,8)	181 (4,8)	102 (4,8)
H7CDF	2776 (11,7)	1578 (9,7)	371 (9,9)	185 (8,7)
O8CDF	1432 (6,1)	925 (5,7)	173 (4,6)	81 (3,8)
Total	23668	16208	3758	2132

Source : Lebeuf *et al.* (1996)

¹ : Les groupes d'homologues sont identifiés par le nombre de chlore dans la molécule: Tétra- (4), Penta- (5), Hexa- (6), Hepta- (7) et Octa- (8) chlorodibenzo-p-dioxines/furanes.

² : Position des stations : les stations 24A, 23 et C2 sont situées dans l'estuaire maritime, suivant l'axe longitudinal du chenal Laurentien (profondeur > 300 m) à 55 km, 100 km et 190 km en amont de Tadoussac, respectivement. La station C1 est localisée à 15 km de Pointe-des-Monts, à l'entrée du golfe du Saint-Laurent.

4.2.3 Hydrocarbures

Les principales sources d'hydrocarbures dans l'environnement marin sont les retombées atmosphériques provenant de la combustion des hydrocarbures fossiles et des rejets industriels, les déversements directs de produits pétroliers dans les cours d'eau, dans les zones portuaires et dans le milieu marin (déversements accidentels et déballastages) ainsi que la production biologique marine. Le pétrole brut est presque uniquement formé par un mélange complexe de milliers d'hydrocarbures qui, après leur libération dans l'environnement, se retrouvent en proportions différentes dans les divers compartiments des écosystèmes marins (Lacaze, 1980). Les hydrocarbures sont des composés formés de chaînes d'atomes de carbone et d'hydrogène, ce qui comprend un très grand nombre de composés ayant des structures moléculaires, des propriétés physico-chimiques et des toxicités extrêmement différentes. Pour

simplifier, on peut regrouper les hydrocarbures en deux grandes familles chimiques : les hydrocarbures aliphatiques et les hydrocarbures aromatiques. Les hydrocarbures aliphatiques comprennent les alcanes linéaires (n-alcanes) et ramifiés (iso-alcanes), les cycloalcanes ainsi que les alcènes et alcynes. Dans les milieux non contaminés, ces hydrocarbures sont d'origine biosynthétique (Saliot, 1981). D'un autre côté, les hydrocarbures aromatiques sont caractérisés par la présence d'au moins un noyau de benzène (cycle aromatique de base) et la majeure partie de ces hydrocarbures ne sont pas synthétisés par les organismes vivants. Ce groupe comprend, entre autres, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dont certains sont hautement toxiques et reconnus comme cancérigènes (Eisler, 1987). Certains HAP sont présents dans le pétrole, d'autres sont produits par les processus diagenétiques, par la combustion à haute température de matières organiques ou d'hydrocarbures fossiles (incinérateurs, feux de forêts, incendies industriels, gaz d'échappement, etc.) ou par les industries lourdes, comme les alumineries qui utilisent le procédé Söderberg.

Avant de présenter les données disponibles pour le golfe, il convient de souligner que les travaux rapportant des concentrations d'hydrocarbures en milieu marin sont difficilement comparables car les analyses réfèrent souvent à des classes ou à des fractions différentes (hydrocarbures totaux, aliphatiques, alcanes, HAP, hydrocarbures pétroliers) et impliquent un grand éventail de techniques analytiques qui ne peuvent être décrites ici en détail.

Hydrocarbures totaux. On ne dispose d'aucune donnée sur les teneurs en hydrocarbures totaux dans l'eau et les sédiments du golfe du Saint-Laurent. Dans les eaux de l'estuaire, Tronczynski *et al.* (1987) rapportent des concentrations variant de $57,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ à la hauteur de Québec à $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ à la hauteur de Rimouski. Ce gradient indique que les charges d'hydrocarbures totaux transportées par le Saint-Laurent jusqu'à l'entrée du golfe sont probablement minimales, et ce d'autant plus que dans l'estuaire moyen, les hydrocarbures dispersés dans l'eau sont préférentiellement retrouvés dans les MES (Siron *et al.*, 1991) et qu'ils sédimenteront donc bien avant d'atteindre le golfe.

Hydrocarbures aliphatiques et n-alcanes. Aucune donnée n'est disponible pour ces groupes d'hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent. Plusieurs données sont par contre disponibles pour l'estuaire du Saint-Laurent et peuvent servir à donner un ordre de grandeur du

niveau de contamination attendu dans le golfe. Les concentrations en n-alcanes totaux dans l'eau de l'estuaire varient de $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ à $1,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en suivant sensiblement le même gradient que la fraction totale des hydrocarbures (Tronczynski *et al.*, 1987). Les n-alcanes représentent généralement de 2 à 13 p. 100 des hydrocarbures totaux dans les eaux de l'estuaire (Marty et Choinière, 1979; Tronczynski *et al.*, 1987).

Dans une carotte de sédiments prélevée dans la partie amont du chenal Laurentien en 1985, la concentration maximum en alcanes totaux était de $16,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ tandis que les hydrocarbures aliphatiques atteignaient un maximum de $114,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à 1,5 cm de profondeur dans le sédiment. Ces concentrations sont deux fois plus élevées que les teneurs préindustrielles mais demeurent beaucoup plus faibles que les concentrations qui peuvent être mesurées localement dans certaines zones portuaires comme à Halifax (Gearing *et al.*, 1991).

Hydrocarbures pétroliers résiduels. Le tableau 25 résume les résultats obtenus par Levy (1985) qui a mesuré pendant près de dix ans la concentration en hydrocarbures pétroliers résiduels dans la colonne d'eau à plusieurs centaines de stations dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les résultats de ces différentes campagnes de prélèvements sont également synthétisés dans Levy (1990). Généralement, on observe que la pollution par les résidus pétroliers a diminué de 25 à 30 p. 100 entre 1971 et 1979 (Tableau 25). Avant le milieu des années 1970, les principales sources de résidus pétroliers dans le golfe étaient reliées au trafic maritime dans ce secteur (déversements accidentels et déballastages) et les concentrations en hydrocarbures pétroliers étaient plus élevées dans l'Atlantique que dans le golfe. Les diverses mesures adoptées pour réduire les déversements et les rejets de pétrole ont certainement contribué à diminuer de façon significative la pollution pétrolière dans le golfe du Saint-Laurent. Ainsi, dans les années 1980, le niveau de contamination du golfe était tout à fait comparable à ceux qui étaient rapportés pour d'autres environnements côtiers de l'Atlantique du nord-ouest et du nord canadien. Actuellement, il semble que les principales sources de résidus pétroliers dans le golfe sont les retombées atmosphériques (Lévy, 1990).

Tableau 25
Concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) des résidus de pétrole dissous et dispersés
dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent entre 1971 et 1979

<i>Période</i>	<i>estuaire maritime</i>	<i>golfe (ouvert)</i>	<i>Détroit de Cabot</i>	<i>Océan Atlantique (abords du golfe)</i>
Juillet-Août 1971	0,95	1,60	6,00	6,30
Mai - Juin 1972	-	2,90	4,60	3,00
Fév. - Mars 1973	1,30	0,95	1,40	-
Avril - Mai 1973	1,90	1,10	1,60	2,30
Juillet - Août 1974	1,20	1,45	1,50	2,70
Mai - Juin 1975	0,43	0,42	0,40	-
Août - Sept. 1979	0,35	0,35	0,62	-

Source : Adapté de Levy (1985).

La tendance mesurée dans les années 1970 n'a pu être confirmée par la suite puisqu'il n'existe pas de données plus récentes sur les concentrations en hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent. Toutefois, en se basant sur les résultats disponibles pour l'estuaire du Saint-Laurent, on peut supposer que le golfe demeure un environnement peu contaminé par les résidus pétroliers. En effet, toutes les analyses d'hydrocarbures faites plus récemment montrent que les sédiments marins du Saint-Laurent sont faiblement contaminés (Gearing *et al.*, 1991), sauf lors de déversements accidentels qui peuvent produire localement des concentrations en hydrocarbures significativement plus élevées que le bruit de fond naturel mesuré dans l'eau, les particules en suspension ou les sédiments superficiels du Saint-Laurent (Pelletier *et al.*, 1991; Siron *et al.*, 1991).

Dans le cas d'un déversement accidentel de pétrole brut toutefois, l'augmentation des teneurs en hydrocarbures dans les eaux serait transitoire et localisée, car l'hydrodynamique du système, conjugué à la présence d'une microflore bactérienne spécialisée pouvant s'adapter à de fortes concentrations en pétrole dispersé et capable de dégrader les hydrocarbures, conduirait à une disparition assez rapide des contaminants pétroliers (Siron *et al.*, 1993).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les travaux sur la distribution des HAP dans l'eau et les sédiments du Saint-Laurent sont limités à la partie amont du chenal Laurentien et à l'estuaire du Saint-Laurent. Aucune donnée n'est disponible sur les teneurs en HAP dans le golfe. Les concentrations de HAP totaux dans l'eau de l'estuaire suivent le même gradient que celui décrit pour les autres classes d'hydrocarbures, passant de $37,0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ dans l'estuaire moyen à environ $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ dans l'estuaire maritime (Tronczynski *et al.*, 1987). Pour ce qui est du benzo(a)pyrène, un des HAP les plus préoccupants dans l'environnement car reconnu comme cancérigène (Eisler, 1987), les concentrations dans l'eau de l'estuaire maritime étaient de 6 à 8 fois moins élevées qu'à la hauteur de Québec.

Dans le sédiment superficiel prélevé en amont du chenal Laurentien, plusieurs HAP individuels dépassaient le SSE, mais le SEM n'a jamais été atteint (Gearing *et al.*, 1991). Dans cette étude, la somme des HAP produits par combustion atteignait $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments superficiels, tandis que la concentration en benzo(a)pyrène était de $90 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, ce qui est du même ordre de grandeur que le SSE ($10\text{-}100 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$), mais qui demeure sous le SEM ($500 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$). Il faut remarquer, toutefois, que dans les sédiments des zones plus côtières de l'estuaire, les concentrations en HAP pourraient être moins élevées que les teneurs mesurées dans le chenal Laurentien, où la sédimentation peut conduire à l'accumulation de certains contaminants, tels les HAP, ayant une forte affinité pour le matériel particulaire. En effet, plus en amont dans l'estuaire moyen et dans une zone à forte hydrodynamique, des concentrations moyennes beaucoup plus faibles en HAP totaux ($340 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) et en benzo(a)pyrène ($40 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) ont été mesurées dans les sédiments superficiels (Siron *et al.*, 1991). De plus, il apparaît que le patron de distribution des HAP trouvés dans tous les sédiments de l'estuaire est caractéristique des produits de combustion (Gearing *et al.*, 1991; Pelletier *et al.*, 1991; Siron *et al.*, 1991). Comme certains résultats ont montré que la concentration en HAP totaux est demeurée constante depuis approximativement 200 ans (Gearing *et al.*, 1991), il semblerait donc que les principales sources de HAP dans l'estuaire, et probablement aussi dans le golfe, soient dues à des phénomènes naturels comme le transport atmosphérique des HAP produits par les feux de forêts ou par la diagénèse* récente dans les sédiments.

4.3 Contamination des sédiments de la baie des Chaleurs

La baie des Chaleurs, quelque peu à l'écart de la circulation générale qui prévaut dans le golfe du Saint-Laurent, n'a pas été décrite spécifiquement dans la section sur l'hydrologie et l'hydrodynamique, qui avait une portée plus générale. Avant de décrire l'état de la contamination, nous résumons ici les caractéristiques hydrodynamiques, géomorphologiques et sédimentologiques locales car elles permettent de mieux comprendre la distribution des contaminants dans la baie.

D'une superficie de 4 300 km², la baie des Chaleurs est un plan d'eau semi-fermé d'environ 150 km de long par 45 km de large à son embouchure qui sépare le côté sud de la péninsule gaspésienne du côté nord du Nouveau-Brunswick (Figure 54). Sa partie amont, entre Dalhousie et la section Bonaventure / Pointe-Verte, a une profondeur moyenne de 25 m avec une dépression centrale atteignant 30 m de profondeur. Sa partie aval, entre les sections Bonaventure / Pointe-Verte et pointe au Maquereau / île de Miscou, constitue la partie amont de la fosse des Chaleurs, une grande dépression atteignant plus de 80 m de profondeur qui rejoint le chenal Laurentien au large de Gaspé (Figure 5). La baie des Chaleurs reçoit une moyenne annuelle de 730 m³·s⁻¹ d'eau douce de son bassin versant (33 000 km²). La crue a lieu en mai (3 000 m³·s⁻¹) et l'étiage en février (220 m³·s⁻¹). Le principal tributaire de la baie des Chaleurs est la rivière Ristigouche qui se déverse par un tronçon estuarien dans la partie amont de la baie, à la hauteur de Dalhousie. Parmi les autres tributaires d'importance, on trouve les rivières Nouvelle, Cascapédia, Petite-Cascapédia, Bonaventure et Port-Daniel sur la rive nord, et les rivières Jacquet et Nepisiguit, sur la rive sud. La circulation de l'eau dans la baie est dominée par la sortie d'eau saumâtre en surface le long de la rive du Nouveau-Brunswick et par un contre-courant d'eau provenant du golfe du Saint-Laurent et prolongeant le courant de Gaspé, qui remonte dans la baie en longeant la rive québécoise (Trites et Drinkwater, 1991; Lequéré, 1991). Cette circulation est à l'origine d'une petite gyre cyclonique dans la partie est de la baie (Legendre et Watt, 1970). Du fait de son étroitesse et de son orientation par rapport au reste du golfe du Saint-Laurent, l'hydrodynamique de la baie est très sensible aux événements climatiques. À la suite de vents forts et persistants ou d'ondes de tempête sur le golfe, on peut observer une perturbation globale de la circulation des eaux à l'intérieur de la baie (Drinkwater, 1987). Ces perturbations

climatiques peuvent alors se traduire par des phénomènes ponctuels le long de la rive nord de la baie tels les remontées d'eau froides (Lavoie et El-Sabh, 1996a) ou l'augmentation de la vitesse des courants (Lavoie et El-Sabh, 1996b). Ces anomalies dans les processus hydrodynamiques peuvent également avoir des effets sur le cycle de certaines espèces commerciales comme le pétoncle géant (O'Dor, 1995; El-Sabh et Ingram, 1995) ou entraîner certains déséquilibres biologiques dans les eaux de la baie, comme la prolifération de l'algue phytoplanctonique responsable de la toxine paralysante par les mollusques (Trites et Drinkwater, 1991). Les sédiments dans la partie amont de la baie, le long des rives et sur les fonds de moins de 60 m de profondeur sont principalement constitués de sable, alors que le fond de la fosse des Chaleurs est recouvert de vases argileuses. La fosse des Chaleurs est d'ailleurs une zone de sédimentation active pour les matériaux fins (Figure 31). D'un point de vue qualitatif, les sédiments de la fosse des Chaleurs se caractérisent par la présence de lignine (teneur moyenne de $0,71 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) qui représente en moyenne 1,8 p. 100 de la matière organique totale présente dans le sédiment (Pocklington, 1976). La présence de lignine en concentrations similaires à celles qui sont rapportées dans l'estuaire du Saint-Laurent, alors qu'on n'en détecte pratiquement pas dans le chenal Laurentien à l'intérieur du golfe, indique l'origine terrigène de la matière organique accumulée dans les sédiments de la fosse des Chaleurs. Toutefois, en plus de cette origine naturelle, des teneurs en lignine plus élevées sont souvent localisées à proximité des rejets des usines de pâtes et papiers et sont indicatrices d'apports anthropiques (Pocklington, 1988).

Les principales sources de contaminants dans la baie des Chaleurs sont surtout concentrées sur la rive sud, plus industrialisée. On trouve sur la rive québécoise l'usine de pâtes et papiers de New Richmond et Chandler, et du côté du Nouveau-Brunswick 3 usines de pâtes et papiers (à Atholville, Dalhousie et Bathurst), 3 centrales thermiques (à Dalhousie et Belledune), une usine de fertilisants phosphatés à Belledune, une usine de chlore et de soude caustique à Dalhousie, une usine d'affinage de plomb à Belledune et les installations de transbordement de minerais de Dalhousie et de Belledune (Figure 31).

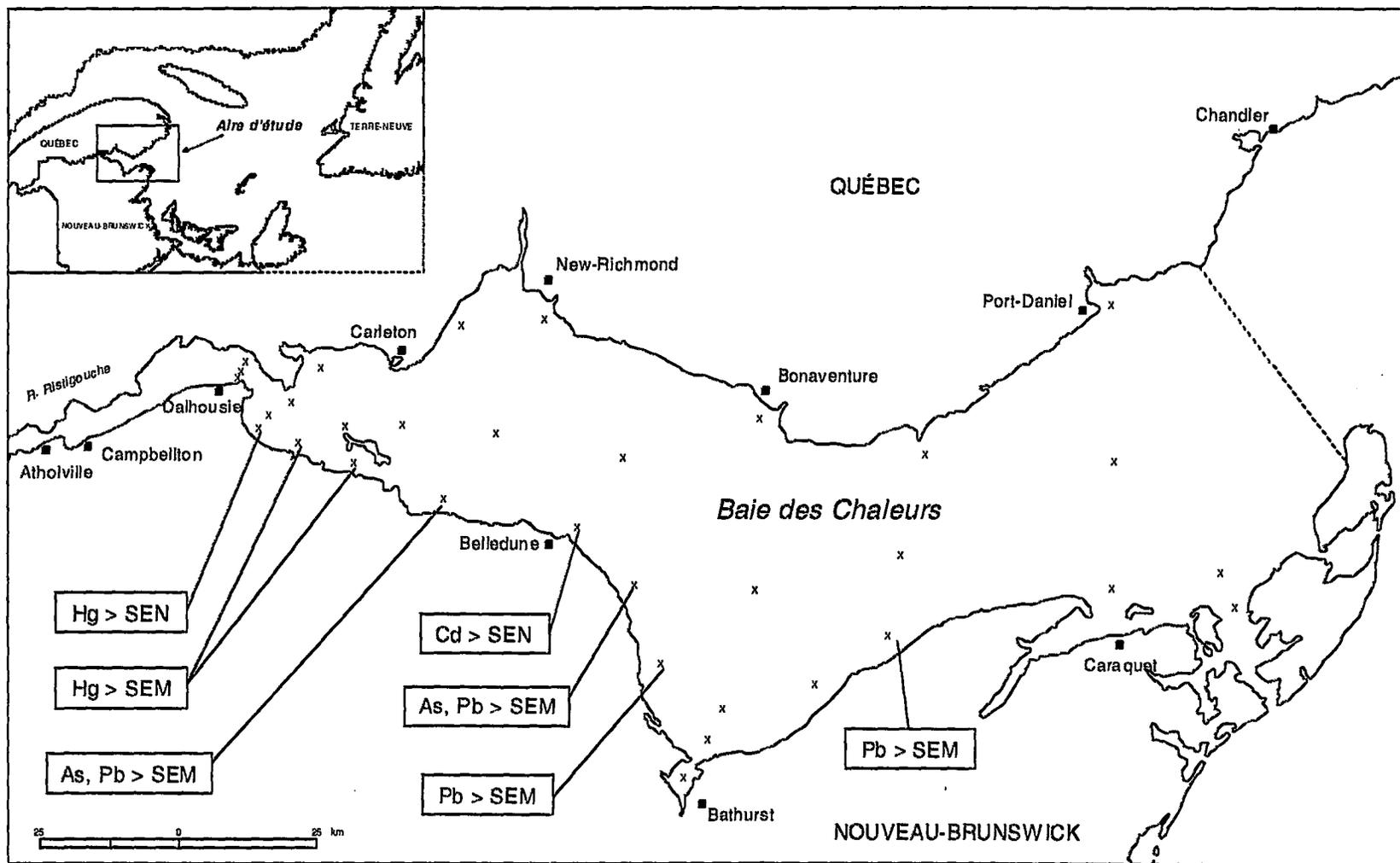
Il n'existe pratiquement aucune donnée sur les teneurs de contaminants dans l'eau de la baie des Chaleurs, la plupart des études étant concentrées sur les sédiments et les organismes. Uthe *et al.* (1986) ont mesuré des concentrations de $1,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, $0,61 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ et $0,036 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ pour le

On trouve des sites
à Atholville et Belledune
C. M. G. L.

NOUVEAU

zinc, le cuivre et le cadmium dissous respectivement. Il s'agit de concentrations typiques pour des eaux côtières sous l'influence d'apports terrigènes. Toutefois, à proximité des installations portuaires de Belledune, le zinc et le cadmium étaient encore à des niveaux 3 à 4 fois plus élevés qu'au large, malgré une forte diminution depuis le début des années 1980. Par contre, pour le cuivre, un élément qui n'est pas impliqué dans les procédés industriels, les teneurs dans l'eau n'avaient pas changé. Dans les matières en suspension (MES), seul le cadmium a fait l'objet d'analyses (Bewers *et al.*, 1987). Les MES prélevées à proximité du port de Belledune contenait de 2,1 à 6,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de cadmium, la concentration maximale étant retrouvée à environ 12 km en aval de Belledune. Ces valeurs sont beaucoup plus élevées que les valeurs typiques mesurées dans les sédiments côtiers et indiquent clairement que les MES sont des vecteurs importants de la contamination par le cadmium (Bewers *et al.*, 1987).

Les sédiments de la fosse des Chaleurs ont été échantillonnés dans les années 1960 et 1970 et ont été analysés pour leur teneur en mercure (Loring, 1975), en zinc, en cuivre et en plomb (Loring, 1978), en cobalt, en nickel, en chrome et en vanadium (Loring, 1979). À cette époque, la concentration de tous ces métaux dans les sédiments de surface était plus élevée dans la partie amont de la fosse des Chaleurs que dans sa partie aval, extérieure à la baie des Chaleurs. Cette distribution est probablement attribuable au fait que les MES provenant du bassin versant de la baie sédimente préférentiellement dans la partie amont de la fosse des Chaleurs. À cette époque, les concentrations maximales relevées dans la baie des Chaleurs étaient déjà supérieures aux teneurs préindustrielles pour le cuivre, le plomb et surtout pour le mercure qui montrait des teneurs jusqu'à 10 fois plus élevées (Tableau 26). Toutefois, les teneurs maximales trouvées dans la fosse des Chaleurs étaient inférieures à celles mesurées dans les zones de sédimentation du chenal Laurentien, en accord avec la corrélation existant entre les métaux lourds et les sédiments fins des zones les plus profondes du système du Saint-Laurent (Loring, 1988).



Sources : Adapté de Hildebrand (1984) et Matheson et Bradshaw (1985).

→ = 10 ans!!!

Figure 54. Contamination des sédiments de la baie des Chaleurs par l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb) et comparaison avec les critères intérimaires de qualité des sédiments : seuil d'effets mineurs (SEM) et seuil d'effets néfastes (SEN).

Dès les années 1970, Loring (1975) relevait des concentrations en cadmium et en mercure anormalement élevées dans la partie aval de la baie des Chaleurs, ce qui suggérait déjà des apports anthropiques importants pour ces deux métaux lourds. Cela venait confirmer dès cette époque que les zones industrielles de la baie des Chaleurs étaient parmi les sources potentielles de contamination du golfe du Saint-Laurent (Trites, 1972). Dans les années 1970, des programmes de surveillance plus locaux portant spécifiquement sur la rive sud de la baie des Chaleurs ont fait état du niveau de contamination relativement élevé (cadmium, plomb, zinc et mercure) de l'environnement aquatique autour des centres industriels de Dalhousie, Belledune et Bathurst (Hildebrand, 1984; Uthe *et al.*, 1986). Le même programme de surveillance constatait une forte réduction de la contamination au début des années 1980, suite à la mise en place des programmes de réduction des rejets liquides industriels. Ainsi en 1983, les émissions atmosphériques de plomb de la fonderie de Belledune représentaient, selon Hildebrand (1984), la principale source de contamination locale. Dans les sédiments du port de Belledune, la réduction des teneurs en cadmium a été très marquée entre 1980 et 1984, atteignant jusqu'à 70 p.100 à certains endroits (Uthe *et al.*, 1986). Toutefois, une étude plus récente intégrant un programme de surveillance à long terme indique que la contamination par le cadmium dans ce secteur reste préoccupante, en dépit des travaux de dragages effectués pour décontaminer le port de Belledune depuis 1990 (Chou et Uthe, 1993).

La seule étude de portée globale sur l'ensemble de la baie des Chaleurs est celle de Matheson et Bradshaw (1985). Ces auteurs ont échantillonné en 1984 les sédiments superficiels à une quarantaine de stations dans l'estuaire de la Ristigouche, dans la fosse des Chaleurs et dans les zones côtières le long des deux rives de la baie. Les analyses chimiques portaient sur les contaminants jugés les plus préoccupants compte tenu des sources potentielles identifiées dans la Baie. Les contaminants sélectionnés étaient des métaux lourds (cadmium, mercure et plomb), un métalloïde (l'arsenic) ainsi que des composés organochlorés : l'hexachlorobenzène (HCB) et les biphényles polychlorés (BPC) totaux. À noter que pour ces derniers, la quantification a été faite relativement au mélange commercial d'Aroclor 1254. Les résultats de Matheson et Bradshaw (1985) sont résumés au tableau 27 et à la figure 54. Pour l'arsenic, les concentrations les plus fortes étaient retrouvées aux abords de Belledune, où elles dépassaient le SEM (Figure 56). Des

teneurs relativement élevées ($> 3,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) étaient aussi relevées à l'extrémité ouest de la fosse des Chaleurs. Le site de Belledune montrait aussi des concentrations en cadmium et en plomb extrêmement élevées, dépassant largement le SEN. La contamination de ce secteur par le cadmium a fait par la suite l'objet de plusieurs études car elle a directement affecté certaines espèces exploitées (Bewers *et al.*, 1987; Chou et Uthe, 1993). Les travaux de Matheson et Bradshaw (1985) ont permis également de mieux cerner la distribution et le transport des contaminants. La contamination par le plomb est transportée vers l'est à partir de Belledune, traverse la baie Nepisiguit et s'étend le long de la côte du Nouveau-Brunswick jusqu'à New Bandon. Ailleurs dans la Baie, les sédiments du bassin central et de la rive québécoise sont moins contaminés ($30,0$ et $20,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ respectivement) avec des teneurs moyennes du même ordre de grandeur que celles qui ont été rapportées dans le passé par Loring (1978). La présence de ces contaminants dans les sédiments de la baie des Chaleurs est donc reliée à la principale source d'apports anthropiques, l'usine d'affinage de plomb de Belledune. Les installations de transbordement de minerai de Dalhousie constituent une autre source de contamination par ces métaux lourds. Dans le cas du mercure, les plus fortes concentrations étaient localisées au débouché de l'estuaire de la Ristigouche avec une teneur maximale qui dépassait le SEN à proximité de Dalhousie. Tous les sédiments directement en aval de ce secteur avaient des teneurs ($> 0,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) qui dépassaient encore le SEM (Figure 54). Cette contamination est associée à l'usine de chlore et de soude caustique de Dalhousie. Dans le reste de la baie, la distribution du mercure est similaire à celle du plomb avec des concentrations ne dépassant pas $50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ le long des côtes du Québec et du Nouveau-Brunswick mais plus élevées (de 50 à $130 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments du bassin central (Matheson et Bradshaw, 1985), comparables aux sédiments profonds du golfe (Loring, 1975). La contamination plus élevée des sédiments les plus fins s'explique par la forte affinité du mercure pour les particules en suspension qui sont transportées par les masses d'eaux et qui sédimentent ensuite dans les zones de déposition actuelle, comme la fosse des Chaleurs.

Tableau 26
Concentrations préindustrielles, moyennes et maximales ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) des métaux retrouvés dans les sédiments de l'ensemble du système du Saint-Laurent, de la fosse des Chaleurs (baie des Chaleurs) et du chenal Laurentien (golfe du Saint-Laurent)

Contaminant	Teneur préindustrielle ¹	Concentrations moyennes (extrêmes) dans le système du Saint-Laurent ²	Concentrations maximales	
			Fosse des Chaleurs	Chenal Laurentien
Chrome	-	70 (8-241)	107	152
Cobalt	-	12 (3-22)	10	20
Cuivre	16,5	19 (3-76)	25	35
Mercure	0,03	0,386 (0,01-12,3)	0,3	0,5
Nickel	-	27 (4-160)	40	48
Plomb	16,0	23 (8-66)	20	28
Zinc	115	78 (8-215)	75	116
Vanadium	-	92 (4-168)	100	142

Source : Adapté de Loring (1975; 1978; 1979; 1988).

¹: teneurs préindustrielles calculées à partir de carottes de sédiments prélevées dans le système du Saint-Laurent. Pour certains métaux, ces valeurs ne sont pas disponibles.

²: le système étudié par Loring (1988) comprend le fjord du Saguenay, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent qui inclue la baie des Chaleurs.

Dans une étude comparative, Matheson et Bradshaw (1985) notent que la baie des Chaleurs se compare tout à fait aux autres environnements estuariens du Nouveau-Brunswick pour ce qui est de la contamination par le cadmium, le plomb et le mercure, en faisant exception des valeurs maximales extrêmes relevées à Belledune et à Dalhousie.

La contamination des sédiments par les composés organochlorés est beaucoup moins importante. Les teneurs en BPC sont relativement uniformes sur l'ensemble de la baie et demeurent partout sous le SSE. La concentration maximale a été retrouvée dans la partie amont de la fosse des Chaleurs. Ce faible niveau de contamination est probablement d'origine diffuse et pourrait être relié aux apports atmosphériques et/ou aux apports provenant du golfe. Enfin, pour l'HCB, les concentrations les plus fortes ont été retrouvées dans la zone immédiatement en aval de Dalhousie et seraient associées à l'usine de chlore et de soude caustique de Dalhousie. Cependant, aucune des concentrations mesurées ne dépassait le SEM (Tableau 27).

Tableau 27
Qualité des sédiments de la baie des Chaleurs, en 1984

Contaminants sélectionnés	SSE ¹ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Concentration moyenne ² ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Concentrations minimales et maximales		% des échantillons	
			($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Zone (maximum)	> SEM ¹	> SEN ¹
Arsenic	3	2	< 0,2-9,6	Belledune	5,4	0
Cadmium	0,2	0,4	< 0,1-4,1	Belledune	6,1	3
Mercure	0,05	0,067	< 0,001-2,5	Dalhousie	7,9	2,6
Plomb	23	26	3,0-415,0	Belledune	10,5	0
BPC	< 0,06	0,0049	0,001-0,022	F. des Chaleurs	0	0
HCB	0,001	0,0007	0,0002-0,0057	Dalhousie	0	0

Source : Matheson et Bradshaw (1985).

¹: Seuils toxicologiques tels que définis par Environnement Canada et MENVIQ (1992) comme critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments (voir le tableau 21).

²: les concentrations moyennes calculées pour le cadmium, le plomb et le mercure excluent les valeurs maximales extrêmes mesurées aux sites de Belledune et de Dalhousie.

4.4 Contamination des sédiments des zones littorales et portuaires

Les données disponibles sur la qualité des sédiments des zones littorales proviennent presque toutes d'examen environnementaux préalables à des opérations de dragage de havres de pêche et de zones portuaires. Dans la grande majorité des cas, les données sur les zones littorales et portuaires sont dispersées dans de nombreux rapports techniques. Les 3 tableaux suivants en sont une compilation pour chacun des secteurs d'étude. Ces données concernent les sédiments côtiers les plus susceptibles de recevoir et d'accumuler des contaminants provenant de sources locales. Les produits toxiques systématiquement analysés sont les principaux métaux lourds, un métalloïde (l'arsenic), les biphényles polychlorés (BPC) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Cependant, ces études descriptives ne permettent pas d'établir de manière précise la distribution de la contamination ni sa chronologie car elles sont ponctuelles,

proviennent généralement d'un nombre réduit d'échantillons (3 à 6 par zone) et les sources de contamination sont rarement identifiées.

4.4.1 Côte-Nord

Sur la Côte-Nord, la plupart des zones portuaires pour lesquelles on dispose de données sont contaminées par les métaux lourds mais aucune n'est fortement contaminée par les substances organiques, BPC et HAP (Tableau 28). En se basant sur les dernières mesures disponibles (1987), on constate que les sédiments du port de pêche de Sept-Îles sont fortement contaminés par le mercure ($5,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) qui dépasse largement le SEN et dans une moindre mesure, par le cuivre et le plomb. Ailleurs, le dépassement du SEN était observé pour le cadmium à Aguanish et Saint-Augustin. À Havre-Saint-Pierre, aux abords des installations portuaires servant au transbordement du minerai de titane de la compagnie QIT Fer et Titane, les teneurs élevées en nickel ($> \text{SEN}$) qui étaient relevées en 1991 avaient fortement diminué 3 ans plus tard et ne dépassaient plus le SEM (Tableau 28).

Bien que le fer ne soit pas considéré parmi les métaux lourds toxiques et qu'habituellement il ne soit pas préoccupant pour le milieu marin (aucun critère de qualité des sédiments n'a été établi), il faut néanmoins signaler que des concentrations extrêmement élevées peuvent être rencontrées ponctuellement dans les zones côtières et qu'elles sont alors associées à des activités humaines. C'est le cas aux installations portuaires de la compagnie minière IOC à Sept-Îles où le sédiment prélevé à moins de 10 mètres du quai n°2 contenait jusqu'à $165 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ de fer, une contamination ponctuelle due aux manoeuvres de transbordement du minerai de fer (Roche Ltée, 1991b). Cette valeur extrême est de 3 à 5 fois plus élevée que les teneurs naturelles mesurées dans les sédiments marins du chenal Laurentien (Gobeil, 1991).

Tableau 28
Qualité des sédiments des havres de pêche et zones portuaires de la Côte-Nord

Localité	Année	Teneur en contaminants ¹	
		> SEM ²	> SEN ²
Baie-Trinité	1988	Hg	-
Port-Cartier (quai CMQC)	1993	Cu, Ni	-
Sept-Îles (port de pêche)	1987	Cu, Hg, Pb	Hg
Sept-Îles (quai IOC)	1992	Cu, Cr	-
Pointe-Noire (terminal traversier/rail)	1991	Cu, Cr	-
	1982	Cu, Cr, Hg	-
Mingan	1995	Zn	-
	1988	-	-
Havre-Saint-Pierre (quai QIT)	1994	-	-
	1991	Cu, Hg, Ni	Ni
Havre-Saint-Pierre (base nautique)	1985	-	-
Aguanish	1989	Cd, Cr	Cd
Saint-Augustin	1986	Cd, Cr, Ni	Cd

¹: voir le texte pour les abréviations chimiques

²: voir le tableau 21 pour la signification et la valeur des seuils pour chaque contaminant.

4.4.2 Gaspésie

Le tableau 29 résume les données disponibles pour les sédiments des zones littorales de la Gaspésie. La plupart des zones portuaires sont contaminées par les métaux lourds tandis que la contamination par les composés organiques (BPC, HAP) est beaucoup plus réduite. Les sédiments de loin les plus contaminés de la Gaspésie sont localisés aux abords du quai de Sandy Beach, dans la zone portuaire de Gaspé, où il se fait du transbordement de minerai de cuivre, d'acide sulfurique et de produits pétroliers (Tableau 29). Dans les environs immédiats des quais de Sandy Beach, les teneurs d'arsenic (As), de cadmium (Cd), de chrome (Cr), de cuivre (Cu), de nickel (Ni), de plomb (Pb), de zinc (Zn) et de BPC mesurées en 1985 dépassaient le seuil des effets néfastes pour la faune benthique (SEN) établi par Environnement Canada et MENVIQ (1992). La contamination du quai de Sandy Beach a atteint des niveaux extrêmes. Par exemple en 1986, on a relevé des teneurs en plomb et en cuivre qui étaient supérieures de 2 ordres de grandeurs aux SEN, tandis que pour le cadmium, un des métaux lourds les plus toxiques, la concentration maximale était environ 10 fois plus élevée que le SEN (Olivier et Bérubé, 1993).

*

Le mercure (Hg) était retrouvé quant à lui à des concentrations supérieures au seuil d'effets mineurs (SEM) en 1986-87. Il est intéressant de constater qu'en 1992-93, la forte contamination par les métaux lourds semblait avoir régressé, puisque seuls le nickel, le cuivre et les HAP dépassaient encore le SEN. Au quai de Sandy Beach, la principale source de métaux est le transbordement de minerai de cuivre effectué par la société Minéraux Noranda inc. Les poussières de minerai émises dans l'atmosphère et les particules solides dispersées lors du transbordement ne sont pas récupérées et aboutissent dans les sédiments entourant le quai. L'étendue de cette contamination n'est pas connue.

Dans les autres zones portuaires étudiées, c'est essentiellement le nickel et le cadmium qui apparaissent quelques fois très préoccupants quant aux dépassements du SEN. On remarquera également que la forte contamination par le cadmium de certains ports (Anse-à-Brillant, Grande-Rivière, Chandler, Gascons, Carleton), observée au milieu des années 1980, semble avoir diminué sinon disparu au début des années 1990. Ceci reflète la tendance à la diminution de la pollution locale dans les ports de la Gaspésie. Finalement, on note que dans les 5 barachois étudiés, aucun contaminant n'atteint un niveau très élevé (< SEN) mais certains, parmi les plus toxiques et les plus persistants, dépassent le SEM notamment à Port-Daniel (Hg), Paspébiac (BPC et HAP) et Bonaventure (Cd, Hg et BPC). La présence de ces contaminants est relativement préoccupante dans les barachois de la baie des Chaleurs qui représentent des milieux diversifiés et qui jouent un rôle important, entre autres pour plusieurs espèces commerciales de poissons (Jacquaz *et al.*, 1990).

barachois

4.4.3 Îles de la Madeleine

Dans l'ensemble, les havres de pêche des îles de la Madeleine paraissent moins contaminés par les métaux lourds que ceux de la Gaspésie (Tableau 30). De plus, comme en Gaspésie, la forte contamination par le cadmium des havres de Pointe-aux-Loup et de Cap-aux-Meules enregistrée en 1985 semble avoir diminué quelques années plus tard. En se basant sur les données les plus récentes, le quai commercial de Cap-aux-Meules demeure malgré tout le site le plus contaminé des îles de la Madeleine (Tableau 30). Des concentrations élevées de HAP totaux ($67 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) ont déjà été relevées dans les sédiments le long de ce quai qui sert au transbordement

de produits pétroliers. On peut aussi souligner que des concentrations en mercure supérieures au SEM ont été mesurées assez récemment dans les sédiments de Grosse-Île, Étang-du-Nord et Île d'Entrée (Tableau 30).

Tableau 29
Qualité des sédiments des havres de pêche, ports et barachois de la Gaspésie

Localité	Année	Contaminants ¹ dont la teneur est :	
		> SEM ²	> SEN ²
Havres et ports			
Les Méchins	1992	Cu	-
Cap-Chat	1983	-	-
	1987	Ni	Ni
Sainte-Anne-des-Monts	1981	Cd, Cu, Hg	-
Tourelle	1991	Cd, Cu, Ni	-
La Martre	1980	Cd, Cu	-
Rivière-à-Claude	1992	Ni	Ni
Marsoui	1992	As, Cu, Ni, Pb, Zn	Ni
Gros-Morne	1981	As, Hg	-
Grande-Vallée	1991	-	-
Petite-Vallée	1992	Ni	-
Cloridorme	1985	Cd	Cd
	1986	As	-
Cloridorme (ouest)	1985	Cd, Cr, Ni	-
Cloridorme (est)	1982	Cu	-
L'Anse-à-Valleau	1992	Cu, Ni	Ni
Rivière-au-Renard	1986	As, Cd, Cu, BPC	Cu
	1991	-	-
Anse-au-Griffon	1986	As	-
	1991	-	-
Cap-des-Rosiers	1991	-	-
Sandy Beach (quai commercial)	1985	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, BPC	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, BPC
	1993	As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, BPC, HAP	Cu, Ni
Sandy Beach (ancien quai)	1992	As, Cd, Cr, Cu, Hg, HAP, Ni, Pb, Zn	Cu, Ni, HAP
Anse-à-Brillant	1993	As, Hg, Ni	-
	1985	As, Cd, Ni	Cd
Anse-à-Beaufils	1985	As, Cd	-
Sainte-Thérèse	1991	Cd, Cu	-
Grande-Rivière	1990	Cu, Ni	-
	1985	Cd, Cu, Ni	Cd
Chandler (quai commercial)	1985	As, Cd, BPC	Cd
	1990	-	-
Chandler (ancien quai)	1992	-	-
Chandler (marina)	1993	Cd	-

Localité	Année	Contaminants ¹ dont la teneur est :	
		> SEM ²	> SEN ²
Newport	1988	Cd, Ni	Cd, Ni
	1990	HAP	-
Port-Daniel-Est	1987	Cd	Cd
	1993	Ni	-
Gascons (anse à la Barbe)	1982	Cd, Ni, Pb	Pb
Gascons (ruisseau Chapados)	1987	Ni	Ni
	1993	-	-
Shigawake	1981	-	-
Saint-Godefroi	1993	-	-
Paspébiac	1990	-	-
New-Carlisle	1992	-	-
Bonaventure (quai des pêcheurs)	1993	Ni	-
Ruisseau Leblanc	1993	-	-
Carleton (quai fédéral)	1985	As, Cd, Cu, Ni, BPC	Cd
	1990	Hg, Ni, HAP	Ni
Miguasha (quai du traversier)	1995	-	-
Barchois			
Grand Pabos	1991	-	-
Port-Daniel	1988	Hg	-
Paspébiac	1995	Cu, Ni, Pb, BPC, HAP	-
New-Carlisle	1995	-	-
Bonaventure	1994	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, BPC	-

¹: voir le texte pour les abréviations chimiques

²: voir le tableau 21 pour la signification et la valeur des seuils pour chaque contaminant.

Tableau 30
Qualité des sédiments des havres de pêche et des zones portuaires des Îles de la Madeleine

Localité	Année	Teneur en contaminants ¹	
		> SEM ²	> SEN ²
Grosse-Île	1993	Hg	-
Mines Seleine	1983	-	-
Pointe-au-Loup	1992	-	-
	1985	Cd	Cd
Havre-aux-Maisons	1985	Cd, Cr, Cu, Ni	-
Cap-Vert	1989	-	-
Pointe-Basse	1992	-	-
Île de l'Est	1986	-	-
Cap-aux-Meules (quai commercial)	1994	Cu, BPC	-
	1985	Cd, Cr, Cu, Zn, BPC	Cd
Cap-aux-Meules (marina)	1991	-	-
Cap-aux-Meules (près du havre)	1991	-	-
Étang-du-Nord	1993	Hg, Pb	-

<i>Localité</i>	<i>Année</i>	<i>Teneur en contaminants¹</i>	
		<i>> SEM²</i>	<i>> SEN²</i>
Millerand	1992	Cu	-
Havre-Aubert	1987	Cd	Cd
	1991	-	-
Île d'Entrée	1994	Hg	-
Lagune de Grande-Entrée	1989-1992	As, Cd	-
Fatima	1988	Cr	Cr

¹ : voir le texte pour les abréviations chimiques

² : voir le tableau 21 pour la signification et la valeur des seuils pour chaque contaminant.

4.5 Contamination bactérienne des eaux coquillères

Le programme de salubrité des eaux coquillères (Environnement Canada, 1996) a été conçu pour assurer le contrôle sanitaire et déterminer le niveau de la pollution bactérienne des eaux littorales dans lesquelles sont réalisées la production et la cueillette de mollusques bivalves. Comme ces eaux sont le vecteur privilégié par lequel les organismes pathogènes s'introduisent et s'accumulent dans les mollusques filtreurs, l'évaluation du niveau de contamination des eaux revêt une importance capitale pour pouvoir déterminer si les mollusques sont consommables. Dans le cadre de ce programme, le territoire à l'étude est subdivisé en cent huit (108) zones coquillères. Chacune d'elles fait l'objet d'un suivi bactériologique qui consiste à dénombrer les coliformes fécaux dans des échantillons d'eau prélevés à plusieurs stations et à plusieurs reprises entre mai et octobre (Fazal-Karim, 1992). La qualité de chaque banc coquillier est évaluée selon les normes suivantes : à chaque station d'échantillonnage, la médiane des valeurs ne doit pas être supérieure à 14 coliformes fécaux par 100 ml d'eau et il ne doit pas y avoir plus de 10 p. 100 des échantillons qui dépassent 43 coliformes fécaux par 100 ml. À partir de ces résultats, chaque année Environnement Canada émet des recommandations de classification des bancs coquilliers selon les trois catégories suivantes :

- approuvé : les résultats des analyses bactériologiques rencontrent les normes en tout temps;

- approuvé conditionnel : à certaines périodes, les normes ne sont pas respectées. Le secteur est fermé durant ces périodes (généralement du 1er juin au 30 septembre) et ouvert à la cueillette le reste de l'année;
- fermé : les normes ne sont pas rencontrées ou un suivi annuel de la qualité de l'eau selon les normes du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques n'a pas été réalisé. Le secteur est donc fermé en permanence.

Le tableau 31 résume la classification de chacun des 108 zones coquillières pour l'année 1996.

4.5.1 Côte-Nord

Sur la Côte-Nord, plusieurs des zones coquillières sont éloignées des villes et villages. Les zones fermées le sont généralement à cause des eaux usées municipales, des puisards et des fosses septiques de la région. Cependant, d'autres zones sont demeurées fermées en 1996, parce qu'Environnement Canada ne pouvait plus assurer un suivi annuel. Ainsi, en 1996, seulement 39 p. 100 des zones coquillières de la Côte-Nord étaient ouvertes.

4.5.2 Gaspésie

Sur l'ensemble de la péninsule Gaspésienne, 49 des 58 zones coquillières (84 p. 100) ont été fermées en raison de la contamination bactérienne ou parce qu'Environnement Canada ne pouvait plus assurer un suivi annuel de la salubrité des mollusques, 7 ont été fermées temporairement et seulement 2 zones (cap Bon Ami et pointe Saint-Pierre) sont restées ouvertes en été. Dans les limites de la baie des Chaleurs, entre Miguasha et Gascons, aucun banc coquillier n'était ouvert. Dans l'ensemble, les eaux usées municipales constituent la principale source de contamination des zones coquillières alors que la pollution agricole, les puisards et les colonies d'oiseaux marins sont des sources secondaires qui peuvent devenir importantes dans certains secteurs (Tableau 31).

4.5.3 Îles de la Madeleine

La contamination des eaux coquillières est en général beaucoup moins élevée aux îles de la Madeleine qu'en Gaspésie. En effet, 10 des 14 zones coquillières de ce secteur (71 p.100)

étaient ouvertes en 1996. Deux zones seulement (La Petite Baie/Cap à Jim et le Chenal du Havre aux Maisons) étaient fermées. Cette situation est surtout attribuable au fait que les eaux usées municipales ne sont pas rejetées dans les lagunes où sont localisés les bancs coquilliers mais plutôt directement dans le golfe. D'autre part, les sources de contamination que constituent les puisards, les activités agricoles et les colonies d'oiseaux ne sont la plupart du temps pas assez importantes pour engendrer une contamination bactérienne susceptible d'empêcher la récolte des mollusques (Tableau 31).

Tableau 31
Classification des secteurs coquilliers du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs en fonction de la qualité bactériologique de l'eau

<i>Numéro de la zone</i>	<i>Nom de la zone</i>	<i>Classification</i>	<i>Principales sources de contamination bactérienne</i>
CÔTE-NORD			
N-9.2	Pointe à Poulin	Fermé ¹ -	Puisards et fosses septiques, restaurants
N-10.1.1	Baie Trinité	Fermé ✓	Fosses septiques en bordure de la rivière Trinité
N-11.1.3.1	Rivière Pentecôte Est	Fermé ✓	Puisards le long du littoral
N-11.1.3.2	Anse Chouinard	Fermé ¹ -	Puisards le long du littoral
N-11.1.4	Baie des Homards	Approuvé ○	Puisards le long du littoral
N-11.3	Baie des îles de Mai	Approuvé conditionnel	Puisards le long du littoral
N-13.1.1	Rivière Sainte-Marguerite	Fermé du 01/06 au 30/09	
N-17.1.1	Sheldrake	Approuvé conditionnel	Eaux usées municipales de Gallix et Clarke City
		Fermé du 01/06 au 30/09	Puisards et fosses septiques de Sheldrake et Rivière-au-Tonnerre
N-17.1.2	Rivière Sheldrake	Fermé ✓	Quai pour petites embarcations
N-18.1	Rivière Saint-Jean	Approuvé conditionnel	
		Fermé du 01/06 au 30/09	Puisards et fosses septiques de Rivière-Saint-Jean
N-18.2	Baie de Mingan	Fermé ¹ -	Oiseaux
N-18.4	Rivière Mingan	Approuvé ○	Puisards de chalets
N-18.5	Rivière Romaine	Approuvé ○	Puisards de chalets
N-19.1	Pointe aux Morts	Fermé ¹ -	Oiseaux
N-19.2	Anse à Nadeau	Approuvé ○	Eaux usées municipales de Havre-Saint-Pierre
N-19.3.1	Île du Havre Ouest	Fermé ¹ -	Eaux usées municipales de Havre-Saint-Pierre
N-19.3.2	Île du Havre Est	Fermé ✓	Eaux usées municipales de Havre-Saint-Pierre

<i>Numéro de la zone</i>	<i>Nom de la zone</i>	<i>Classification</i>	<i>Principales sources de contamination bactérienne</i>
N-19.4	Quai de Havre-Saint-Pierre	Fermé ✓	Eaux usées municipales de Havre-Saint-Pierre
N-20.2	Île Saint-Charles	Approuvé ○	Puisards de chalets
N-20.3	Baie Nickerson	Approuvé ○	Puisards de chalets
N-20.4	Baie de la Grande Hermine	Approuvé ○	Puisards de chalets
N-20.5	Pointe Tanguay	Fermé ✓	Puisards de Baie-Johan-Beetz
N-22.2	Île Michon	Approuvé ○	Eaux usées du village de Natashquan
N-22.3	Rivière Natashquan	Fermé ¹ —	Eaux usées du village de Pointe-Parent
N-23.2	Baie des Huîtres	Approuvé ○	Eaux usées du village de Kégaska
N-24.2	Île Kaminahkunakahit	Approuvé ○	Eaux usées du village de La Romaine et oiseaux
N-24.1	Gethsémani (La Romaine)	Fermé ✓	Eaux usées municipales de La Romaine
N-25	Chevery	Approuvé ○	Eaux usées du village de Chevery et marina
N-26	Tête-à-la-Baleine	Approuvé ○	Eaux usées du village de Tête-à-la-Baleine
N-27	Baie des Moutons	Fermé ¹ —	Eaux usées du village de Mutton Bay
N-28	Saint-Augustin	Fermé ¹ —	Eaux usées du village de Saint-Augustin et de la réserve indienne
N-29	Vieux-Fort	Fermé ¹ —	Eaux usées du village de Old Fort Bay
N-30	Baie des Saumons	Approuvé ○	Aucun
N-31	Middle Bay	Fermé ✓	Eaux usées du village de Middle Bay, puisards et fosses septiques
N-32	Anse de Deep Cove	Approuvé ○	Eaux usées du village de Brador et colonies d'oiseaux
N-33	Île du Bassin	Fermé ¹ —	Eaux usées du village de Brador et colonies d'oiseaux
GASPÉSIE			
B-10.1	Capucins	Fermé	Sources diffuses
B-10.3	Cap-Chat	Fermé	Sources diffuses
B-10.4	Cap-Chat Ouest	Fermé	Puisards et fosses septiques de Cap-Chat et fermes laitières
B-10.5	Cap-Chat Est	Fermé	Eaux usées municipales de Cap-Chat
B-11.1	Anse de Sainte-Anne-des-Monts	Fermé	Eaux usées municipales de Sainte-Anne-des-Monts
B-16.3	Anse-au-Griffon Nord	Fermé	Puisards de l'Anse-au-Griffon et colonies d'oiseaux
B-16.4	Anse-au-Griffon	Fermé	Puisards de l'Anse-au-Griffon et colonies d'oiseaux
B-16.5	Jersey Cove	Fermé du 01/06 au 30/09	Puisards de l'Anse-au-Griffon

53

<i>Numéro de la zone</i>	<i>Nom de la zone</i>	<i>Classification</i>	<i>Principales sources de contamination bactérienne</i>
B-16.6	Cap-des-Rosiers	Fermé	et colonies d'oiseaux Puisards de l'Anse-au-Griffon et colonies d'oiseaux
B-16.7	Cap Bon Ami	Approuvé	Havre de pêche et campings
G-27.2	Penouille	Fermé	Puisards
G-27.1	Fontenelle	Fermé	Puisards
G-26.3	estuaire de la rivière Darmouth	Fermé	Puisards
G-26.2	Cortéreal	Fermé	Puisards
G-26.1	Anse-aux-Cousins	Fermé	Puisards
G-24.2	estuaire de la rivière Saint-Jean	Approuvé conditionnel Fermé du 01/06 au 30/09	Puisards
G-22.9	Pointe Saint-Pierre	Approuvé	Puisards et colonies d'oiseaux
G-22.8	Mal-Bay	Fermé	Puisards
G-22.7	Anse-à-Brillant	Fermé	Puisards
G-22.6	estuaire de la rivière Malbaie	Fermé	Puisards
G-22.5	estuaire de la rivière du Portage	Fermé	Puisards
G-22.2	Percé	Fermé	Eaux usées municipales de Percé et puisards
G-21.3	Baie du Petit Pabos	Fermé	Eaux usées municipales de Pabos Mills et puisards
G-21.2	Baie de Grand Pabos	Fermé	Eaux usées municipales de Chandler et Pabos Mills et papetière de Chandler
G-21.1	Newport	Fermé	Eaux usées municipales de Newport, usine de transformation de poissons et havre de pêche
G-20.4	Gascon	Fermé	Puisards et colonies d'oiseaux
G-20.3	Anse McInnes	Approuvé conditionnel Fermé du 01/06 au 30/09	Puisards, dépotoir, motels, pollution agricole et colonies d'oiseaux
G-20.2	Barachois de Port-Daniel	Fermé	Puisards et colonies d'oiseaux
G-20.1	Baie de Port-Daniel	Approuvé conditionnel Fermé du 01/06 au 30/09	Puisards, dépotoir, motels, pollution agricole et colonies d'oiseaux
G-19	Port-Daniel-Ouest	Fermé	Puisards et fosses septiques
G-18	Anse Sullivan	Fermé	Puisards, fosses septiques et pollution agricole
G-17	Anse Shigawake	Fermé	Puisards, fosses septiques et pollution agricole
G-16	Saint-Godefroi	Fermé	Puisards
G-15	Pointe Trachy	Fermé	Puisards et usine de transformation de poisson
G-14.3	Gignac	Fermé	Puisards et pollution agricole
G-14.2	Hope-Town	Fermé	Colonies d'oiseaux et eaux usées municipales de Paspébiac
G-12	New-Carlisle-Ouest	Fermé	Eaux usées municipales de New Carlisle, Paspébiac et Paspébiac-Ouest et pollution

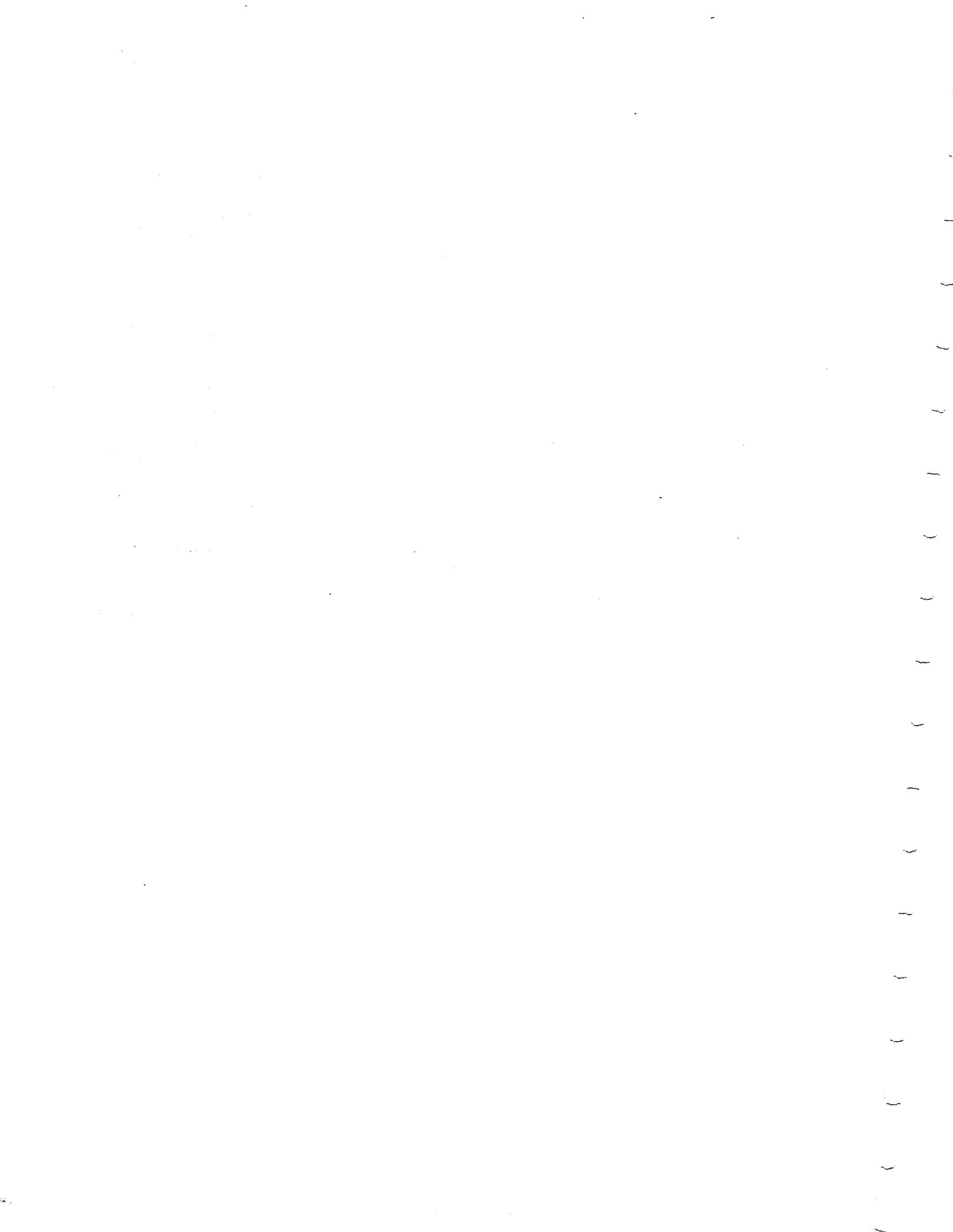
Numéro de la zone	Nom de la zone	Classification	Principales sources de contamination bactérienne
G-11.2	Bonaventure-Est	Fermé	agricole Eaux usées municipales de Bonaventure
G-10.4	Bonaventure	Fermé	Eaux usées municipales de Bonaventure
G-10.3	Saint-Siméon-Est	Fermé	Eaux usées municipales de Saint-Siméon-de-Bonaventure
G-10.2	Saint-Siméon-de-Bonaventure	Fermé	Eaux usées municipales de Saint-Siméon-de-Bonaventure
G-9.3	Ruisseau Leblanc	Fermé	Eaux usées municipales de Caplan, pollution agricole et colonies d'oiseaux
G-9.2	Caplan	Fermé	Eaux usées municipales de Caplan, rivière Caplan et ruisseau Querry
G-9.1	Rivière-Caplan	Fermé	Eaux usées municipales de New Richmond, pollution agricole et colonies d'oiseaux
G-6.3	Gagné	Fermé ¹	Rivière Cascapédia
G-6.2	Pointe Kilmore	Fermé ¹	Puisards en bordure des cours d'eau
G-6.1	Pointe Verte (Maria)	Fermé	Eaux usées municipales de Maria et puisards
G-5	Maria	Fermé	Eaux usées municipales de Maria et puisards
G-4.2	Clapperton	Fermé	Eaux usées municipales de Maria et pollution agricole
G-4.1	Caps de Maria	Fermé	Puisards et pollution agricole
G-3.2	Carleton	Approuvé conditionnel	Camping municipal
G-3.1	Carleton-Centre	Fermé du 01/06 au 30/09	Pollution agricole, activités portuaires, plage publique, puisards
G-2.6	Havre de Carleton	Fermé	Habitations et fermes riveraines
G-2.5	Île Laviolette St-Omer	Approuvé conditionnel Fermé du 01/06 au 30/09	Habitations, fermes, colonies d'oiseaux et élevage de saumons
G-2.4	Robitaille	Fermé	Pollution agricole et oiseaux aquatiques
G-2.3	Île aux Groseilles	Approuvé conditionnel Fermé du 01/06 au 30/09	Pollution agricole et colonies d'oiseaux
G-2.2	Bassin Rivière-Nouvelle	Fermé	Eaux usées municipales de Nouvelle, pollution agricole et oiseaux aquatiques
G-2.1	Miguasha	Approuvé conditionnel Fermé du 01/06 au 30/09	Habitations riveraines
ÎLES DE LA MADELEINE			
A-3.1	Lagune du Bassin, rivage	Approuvé conditionnel Fermé du 01/06 au 30/09	Puisards et pollution agricole
A-9.1	Havre de la Grande-Entrée	Approuvé	Puisards, dépotoir et oiseaux

*fermé en 97
rejet ville dans
le secteur
Plan gestion avec
municipalité, s'il
y a bris, que MPO soit
avisé.
Bep ouvrage*

<i>Numéro de la zone</i>	<i>Nom de la zone</i>	<i>Classification</i>	<i>Principales sources de contamination bactérienne</i>
A-9.2	Baie Clarke	Approuvé	Puisards, dépotoir et oiseaux
A-9.3	Anse du Sable	Approuvé	Puisards
A-9.4	Baie de la Grosse-Île	Approuvé	Puisards et pollution agricole
A-10.1	Dune du Nord/Le Grand Étang	Approuvé	Puisards et mine de sel
A-10.2	Dune du Nord/Le Buttereau du Nègre	Approuvé	Puisards
A-11	Lagune de la Grande-Entrée Sud	Approuvé	Puisards et phoques
A-14.1	La Petite Baie/Cap à Jim	Fermé	Puisards et pollution agricole
A-14.2	Lagune du Havre aux Maisons Sud	Approuvé	Puisards et pollution agricole
A-15.1	Lagune du Havre aux Maisons Nord	Approuvé	Puisards et pollution agricole
A-16.1	chenal du Havre aux Maisons	Fermé	Puisards, usines de transformation de poissons, hotel et pollution agricole
A-17.4	Dune de Sandy Hook	Approuvé	Puisards, usine de transformation de poissons et pollution agricole
A-18.1	Pointe des Canots	Fermé ¹	Aucune

Source : Environnement Canada (1996)

1: L'évaluation de la qualité de l'eau de ces zones justifiait une cote « approuvé ». Compte tenu qu'Environnement Canada ne peut plus assurer un suivi annuel de la qualité de l'eau de ces zones selon les normes du PCCSM, il en a recommandé leur fermeture.



CHAPITRE 5 **État des connaissances**

Le secteur d'étude Golfe du Saint-Laurent – Baie des Chaleurs est un territoire immense dont les caractéristiques hydrographiques et hydrodynamiques très variables ne permettent pas d'extrapoler les teneurs en contaminants à tout son ensemble. L'immensité du territoire permet difficilement d'entreprendre de vastes études de suivi de la contamination. Ainsi, les données disponibles sont peu nombreuses, mais permettent néanmoins de déterminer que la contamination globale de l'eau et des sédiments est moins importante que dans certaines parties en amont du système du Saint-Laurent.

Les contaminants rejetés dans le système du Saint-Laurent peuvent être déplacés sur des centaines de kilomètres, adsorbés aux matières en suspension. Cependant, une bonne partie des substances organiques et inorganiques qui transitent dans ce système sédimente au niveau du chenal Laurentien, dans l'Estuaire maritime, alors qu'une autre atteindra le Golfe.

La contamination observée des sédiments du golfe du Saint-Laurent se trouve généralement au niveau ou sous le seuil sans effet (SSE). C'est notamment le cas du cadmium, du nickel, du zinc, du cuivre, du DDT et de ses dérivés, des BPC et des dioxines et furanes. Dans le cas des BPC, mentionnons que des concentrations supérieures au seuil d'effets néfastes (SEN) ont été mesurées près du site où était la barge *Irving Whale*, mais que les concentrations diminuaient plus on s'en éloignait. À un niveau supérieur au SSE, se retrouvent les contaminants inorganiques tels le mercure, le plomb et le chrome, alors que seul l'arsenic est supérieur au seuil d'effets mineurs (SEM).

La contamination dans la baie des Chaleurs s'avère différente de ce que l'on retrouve au large des côtes, dans le golfe du Saint-Laurent. La présence d'une zone industrielle d'importance sur la rive sud, entre Dalhousie et Belledune, au Nouveau-Brunswick, a contribué à contaminer les organismes et sédiments de cette partie du territoire d'étude. Parmi les sources locales de contamination, on retrouve des usines de pâtes et papiers, des centrales thermiques, une usine de chlore et de soude caustique, une ancienne usine de fertilisants phosphatés et des

installations portuaires pour le transbordement du minerai. Sur la rive nord, les industries principales sont des usines de pâtes et papiers.

Près des zones industrielles néo-brunswickoises, de fortes concentrations de mercure, plomb et cadmium ont été mesurées durant les années 1970. La pêche au homard près de Belledune a même été fermée parce que les teneurs en cadmium dans sa chair étaient trop élevées. La mise en place de programmes de réduction de rejets liquides industriels a permis d'observer une diminution importante dans les années 1980. La contamination par le cadmium demeure toujours inquiétante.

Les zones portuaires et quais de pêche sont des endroits où des fortes concentrations en métaux ont été observées. À plusieurs reprises, les concentrations mesurées dépassaient le seuil d'effets néfastes, principalement aux installations portuaires commerciales, alors que le trafic maritime y est plus important. On pense, entre autres, à Sept-Îles, Sandy Beach (près de Gaspé), Havre-Saint-Pierre (QIT Fer et Titane) et à Cap-aux-Meules. Que ce soit dans les petites marinas ou les quais de plus grande importance, aucune étude n'existe concernant la contamination de l'eau et des sédiments par les organoétains, substance entrant dans la composition des peintures antisalissures.

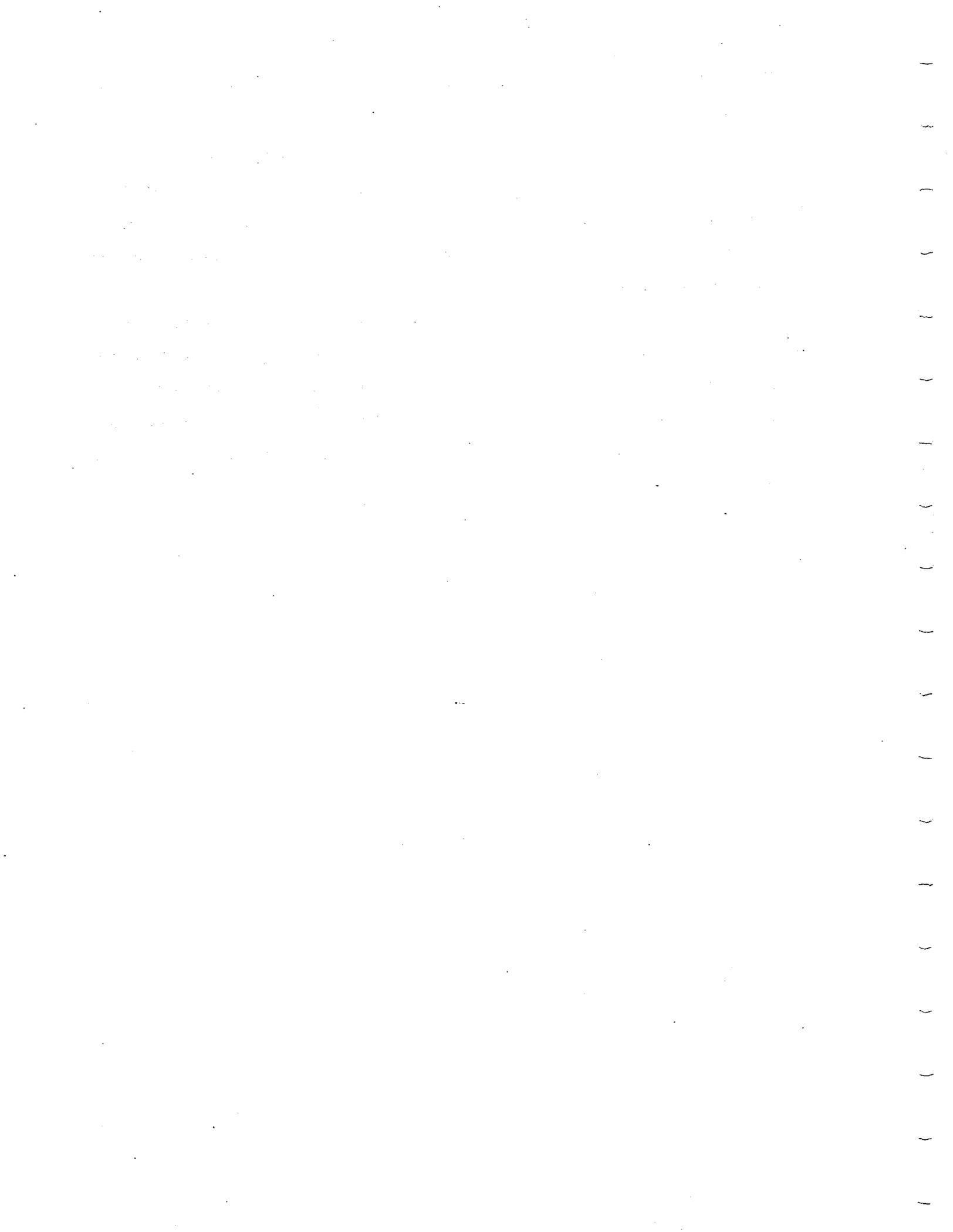
L'assainissement des eaux usées municipales est le problème le plus répandu dans le secteur d'étude. En 1996, seulement 20 p. 100 de la population résidant dans le secteur d'étude voyait leurs eaux usées traitées et ce pourcentage devrait monter à 46 p. 100 en 1998. Les municipalités doivent continuer d'investir dans l'assainissement de leurs eaux usées afin de permettre aux usagers d'avoir de nouveau accès aux zones de cueillette de mollusques (qui sont fermées dans la majorité des cas) et à des plages dont la qualité des eaux devrait être suffisante pour la baignade.

La vaste médiatisation du renflouage de l'Irving Whale, ainsi que l'importance de la catastrophe ont créé un grand intérêt chez le public concernant les BPC. Cependant, comme dans beaucoup de domaines, les données sont rares et les recherches se poursuivent afin d'informer les citoyens sur l'état réel de la situation.

Les plans d'action Saint-Laurent et Saint-Laurent Vision 2000 ont permis la réduction des effluents des usines prioritaires dans le Saint-Laurent; dans le secteur d'étude, seules les compagnies Mines Wabush, Compagnie minière Québec-Cartier et Aluminerie Alouette, toute

sur la Côte-Nord, étaient visées par SLV 2000. Afin de réduire la contamination des cours d'eau, toutes les entreprises, petites, moyennes ou grandes, rejetant quelque effluent que ce soit dans l'eau devraient elles aussi participer à l'assainissement du milieu. Même si les effets sur le Golfe en entier sont peu visibles, c'est sur de petites parcelles de territoire que ces actions se feraient sentir et tout l'écosystème – et les gens – en bénéficieraient.

Au cours des prochaines années, il est important de continuer les recherches et analyses afin d'avoir un meilleur aperçu des niveaux de contamination du golfe du Saint-Laurent. Partageant les abords du même plan d'eau, il serait intéressant d'inclure et de faire participer les provinces de l'Atlantique à un programme similaire à Saint-Laurent Vision 2000 visant à éliminer le plus possible les rejets liquides ou atmosphériques dans le golfe du Saint-Laurent ou ses tributaires.



Références

- Allan, R.J., A.J. Ball, V.W. Cairns, G.A. Fox, A.P. Gilman, D.B. Peakall, D.A. Piekarz, J.C. Van Oostdam, D.C. Villeneuve et D.T. Williams (1991). *Les produits chimiques toxiques dans les Grands-Lacs et leurs effets connexes. Vol. 1 - Les concentrations et les tendances des contaminants*. Environnement Canada, Pêches et Océans Canada et Santé et Bien-être social Canada, viii + 526 p.
- Audet, A. (1993). « Response to the *Rio Orinoco* incident: a small-scale incident that lasted a whole year », dans American Petroleum Institute (éd.), *1993 International Oil Spill Conference*, 29 mars-1er avril 1993, Tampa, Floride. pp. 209-212.
- Banks, R.E. (1966). « The cold layer in the Gulf of St. Lawrence ». *J. Geophys. Res.*, 71: 1603-1610.
- Belzile, N. (1988). « The fate of arsenic in sediments of the Laurentian trough ». *Geochim. Cosmochim. Acta*, 52 : 2293-2302.
- Belzile, N. et J. Lebel (1988). « Selenium profiles in sediments of the Laurentian trough ». *Chem. Geol.*, 68 : 99-103.
- Benoît, J., M.I. El-Sabh et C.L. Tang (1985). « Structure and seasonal characteristics of the Gaspé Current ». *J. Geophys. Res.*, 90 : 3225-3236.
- Bewers, J.M et P.A. Yeats (1979). « The behaviour of trace metals in estuaries of the St. Lawrence basin ». *Naturaliste can.*, 106 : 149-161.
- Bewers, J.M., D.H. Loring, K. Kramck, G.H. Seibert, R.L. Charron, J.F. Uthe, C.L. Chou and D.G. Robinson (1987). « Cadmium pollution associated with a coastal lead-smelting plant », dans T.P. O'Connor, W.V. Burt et I.W. Duedall (éd.), *Oceanic processes in marine pollution, Volume 2, Physicochemical processes and wastes in the ocean*. R.E. Krieger Publishing Company, Floride, pp. 117-132.
- Bibeault, J.-F., N. Gratton et P. Dionne (1997). *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Golfe du Saint-Laurent - Baie des Chaleurs*. Rapport technique. Zone d'intervention prioritaire 19-20-21, Centre Saint-Laurent, Conservation, Environnement Canada.
- Brochu, C., S. Moore et E. Pelletier (1995). « Polychlorinated dibenzo(p)dioxins and dibenzofurans in sediments and biota of the Saguenay Fjord and the St. Lawrence Estuary ». *Mar. Bull.* 30 : 515-523.
- Bugden, G.L. (1981). « Salt and heat budgets for the Gulf of St. Lawrence ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38 : 1153-1167.
- Bugden, G.L. (1991). « Changes in the temperature - salinity characteristics of the deeper waters of the Gulf of St. Lawrence over the past several decades », dans J.-C. Therriault (éd.), *Le Golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire?* Publ. spéc. can. Sci. halieut. aquat., 113 : pp.139-147.

- Bugden, G.L., B.T. Hargrave, M.M. Sinclair, C.L. Tang, J.-C. Therriault et P.A. Yeats (1982). *Freshwater runoff effects in the marine environment: the Gulf of St. Lawrence example*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. n°1078 : 88p.
- Centre Saint-Laurent (1993). *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection.
- Chou, C.L. et J.F. Uthe, (1993). *Cadmium in American lobster (Homarus Americanus) from the area of Belledune Harbour, New-Brunswick, Canada: 1980-1992 results*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., n°1916 : vi + 25 p.
- Comba, M.E., R.J. Norstrom, C.R. MacDonald et K.L.E. Kaiser (1993). « A lake Ontario - Gulf of St. Lawrence dynamic mass budget for mirex ». *Environ. Sci. Technol.* 27 : 2198-2206.
- Comité Beaudin (1990). *Comité d'étude sur les problèmes causés par la disposition des résidus de produits marins*. Rapport synthèse. Pour Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction du développement industriel.
- Cossa, D. (1990). « Chemical contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord », dans M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a large-scale estuarine system, the St. Lawrence*. Coastal and Estuarine Studies 39 : 239-262.
- Coote, A.R. et Yeats, P.A. 1979. « Distribution of nutrients in the Gulf of St. Lawrence ». *J. Fish. Res. Board Can.*, 36 : 122-131.
- d'Anglejan, B.F. (1990). « Recent sediments and sediment transport processes in the St. Lawrence Estuary », dans M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a large-scale estuarine system, the St. Lawrence*. Coastal and Estuarine Studies 39 : 109-125.
- d'Anglejan, B.F. et E.C. Smith (1973). « Distribution, transport and composition of suspended matter in the St. Lawrence Estuary ». *Can. J. Earth Sci.*, 10 : 1380-1394.
- d'Aragon, Desbiens, Halde & Associés ltée et Roche ltée (1992). *Inventaire des terrains fédéraux potentiellement contaminés au Québec*. Pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement.
- Dessau/ACRES (1994). *Étude de préconception et plan de travail pour l'étude du premier cycle - Emballages Stone (Canada) inc., Division Chaleurs*. Rapport préparé dans le cadre du Programme de suivi des effets sur l'environnement.
- Dickie, L.M. et R.W. Trites (1983). « The Gulf of St. Lawrence », dans B.H. Ketchum (éd.). *Estuaries and enclosed seas*. Elsevier Scientific, Amsterdam, pp. 403-425.
- Drinkwater, K.F. (1987). *The response of an open, stratified bay to wind-forcing*. Thèse de Doctorat, Dalhousie University, Halifax (N-É.), 186 p.

- Dubois, J.M.M. (1980) « Géomorphologie du littoral de la Côte-Nord du Saint-Laurent: analyse sommaire », dans S.B. McCann (éd.) *The coastline of Canada*, Commission géologique du Canada, Étude 80-10, pp. 215-238.
- Eaton, P.B., A.G. Gray, P.W. Johnson et E. Hundert. (1994). *L'État de l'environnement dans la région de l'Atlantique*. Environnement Canada, Région de l'Atlantique. viii + 457p.
- ÉEM inc., Phyper & Associates Ltd. et OCL Services Ltd (1996). *Rapport de vérification environnementale et d'étude de base (phase 1) du port de Gaspé (Québec)*. Pour Travaux publics et Services gouvernementaux.
- Eisler, R. (1987). *Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review*. U.S Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. no. 85-1.11, viii + 81 p.
- El-Sabh, M.I. (1976). « Surface circulation patterns in the Gulf of St. Lawrence ». *J. Fish. Res. Board. Can.*, 33 : 124-138.
- El-Sabh, M.I. et R.G. Ingram (1995). « Scallop studies in the Baie des Chaleurs: large scale ». dans *Ocean Production Enhancement Network (OPEN) final scientific report 1990-1995*, pp. 179-184.
- El-Sabh, M.I., J. Lacroix, D. Proulx, A.R. Condal et J.-M. Dubois. (1989). *Application de la télédétection en océanographie physique*. Rapport final présenté à la Fondation de l'Université du Québec à Rimouski.
- Environnement Canada (1991). *L'état de l'environnement au Canada*. Ottawa. xxxiii + 27-30 p.
- Environnement Canada (1995). *Compte-rendu des consultations sur l'immersion en mer - Hiver 1995*. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement. 33 p.
- Environnement Canada (1996). *Recommandation de classification. Programme de salubrité des eaux coquillères*. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec.
- Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*.
- Environnement SNC inc. (1993). *Répercussions socio-économiques et incidences environnementales du plan décennal de dragage d'entretien des installations portuaires de la compagnie minière Québec Cartier (Port-Cartier)*. Pour la Compagnie Minière Québec-Cartier. Volume I.
- Farquharson, W.I. (1970). *Tides, tidal streams and currents in the Gulf of St. Lawrence*. AOL Report 70-5, Ministère des Pêches et des Océans, Bedford Institute of Oceanography, Atlantic Oceanographic Laboratory. 145 p.
- Fazal-Karim, K. (1992). *Le programme de salubrité des eaux coquillères*. Environnement Canada, Direction de la Protection de l'Environnement.

- Forrester, W.D. (1964). *A quantitative temperature-salinity study of the Gulf of St. Lawrence*. Rep. BIO 64-11, Bedford Institute Oceanography, Dartmouth, N.S. 16 p.
- Forrester, W.D. et P.E. Vandall (1968). *Ices volumes in the Gulf of St. Lawrence*. AOL Report 68-7. Atlantic Oceanography Laboratory. 16 p.
- Frenette, M., C. Barbeau et J.-L. Verrette (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent*. Rapport présenté aux gouvernements du Québec et du Canada, par Hydrotech inc.
- Garde côtière canadienne (1993). *Données non publiées sur le trafic annuel dans les ports et les différents secteurs du fleuve*. Transports Canada.
- Gearing, J.N., M. Noel, et J. Tronczynski (1991). « 200 years of varying hydrocarbon pollution in the St. Lawrence: the sedimentary record ». *7^e congrès régional de l'Est, Université du Québec à Rimouski, 16 septembre 1991*. Compte-rendu, pp.87-99.
- Gendron, A., B. Sundby, N. Silverberg et J. Lebel (1986). « Early diagenesis of cadmium and cobalt in sediments of the Laurentian trough ». *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50 : 741-748.
- Gilbert, D. et B. Pettigrew (1996). « Variations de la couche d'eau froide intermédiaire du golfe du Saint-Laurent de 1948 à 1995 ». *Le Naturaliste canadien* été 96 : 69-70.
- Gilbert, M. et G. Walsh (éd.) (1996). *Conséquences potentielles d'un déversement de BPC provenant de la barge Irving Whale sur le milieu marin du golfe du Saint-Laurent*. Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. n°2113 : xiv + 62 p.
- Ghanimé, L., J.L. Desgranges et S. Loranger (1990). *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent*. Lavalin Environnement inc., pour Environnement Canada et ministère des Pêches et des Océans Canada (région du Québec).
- Gobeil, C. (1991). *Inventaire de la contamination des sédiments du Chenal Laurentien: données sur les métaux et les éléments nutritifs*. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. n°854 : iv + 63 p.
- Gobeil, C. et D. Cossa (1993). « Mercury in sediments and pore water in the Laurentian Trough ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50 : 1794-1800.
- Gobeil, C. et M. Lebeuf (1992). *Inventaire de la contamination des sédiments du Chenal Laurentien: les biphényles polychlorés*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. n°1851 : v + 45p.
- Gobeil, C. et N. Silverberg (1989). « Early diagenesis of lead in Laurentian trough sediments ». *Geochim. Cosmochim. Acta*, 53 : 1889-1895.
- Gobeil, C. et N. Silverberg, B. Sundby et D. Cossa (1987). « Cadmium diagenesis in Laurentian trough sediments ». *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51 : 589-596.

- Gobeil, C., W.K. Johnson, R.W. Macdonald et C.S. Wong (1995). « Sources and burden of lead in St. Lawrence Estuary sediment: Isotopic evidence ». *Environ. Sci. Technol.* 29 : 193-201.
- Godin, G. (1979). « La marée dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent ». *Naturaliste can.*, 106 : 89-104.
- Harding, G.C. (1992). *A review of the major marine environmental concerns off the canadian east coast in the 1980s*. Can. Tech. Rep. Fish Aqua. Sci. n°1885 : vi + 38p.
- Hildebrand, L.P. (1984). *An assessment of environmental quality in the Baie des Chaleurs*. Environmental Protection Service Report Series, EPS-5-AR-84-8, Environment Canada, Atlantic Region, 189 p.
- Hudon, C., P. Legendre, A. Lavoie, J.M. Dubois et G. Vigeant (1991). « Effets du climat et de l'hydrographie sur le recrutement du homard américain (*Homarus americanus*) dans le nord du golfe du Saint-Laurent », dans J.-C. Therriault (éd.), *Le golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire?* Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 161-177.
- Intervention SLV 2000 (1996). *Ensemble des fiches d'information sur les 106 industries visées par le plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec.
- Jacquaz, B., L. Couillard, M. Pelletier, M. Sarrazin et G. Walsh (1990). *Étude bio-physique de l'habitat du poisson de quatre barachois de la baie des Chaleurs*. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat., 2089: xii + 130 p.
- Kaiser, K.L.E., K.R. Lum, M.E. Comba et V.S. Palabrica (1990). Organic trace contaminants in St. Lawrence river water and suspended sediments, 1985-1987. *Sci. Total Environ.*, 97/98: 23-40.
- Kennish, M.J. (1992). *Ecology of estuaries: anthropogenic effects*. CRC RESS, Boca Raton.
- Koutitonsky, V.G. (1979). « Transport de masses d'eau à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent ». *Naturaliste Can.* 106 : 75-88.
- Koutitonsky, V.G. et G.L. Bugden (1991). « The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence: a review with emphasis on the synoptic variability of the motion », dans J.-C. Therriault (éd.). *Le Golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire?* Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 57-90.
- Koutitonsky, V.G. et Y. Gratton. (1994). « Physical perspective » dans *Marine environmental assessment of the St. Lawrence Estuary and the Gulf of St. Lawrence*. Pour Pêches et Océans Canada, Région du Québec.
- Lacaze, J.-C. (1980). *La pollution pétrolière en milieu marin: de la toxicologie à l'écologie*. Masson (éd.), Paris, 118 p.

- Lambert, J. (1983). *Contribution à l'étude des communautés planctoniques de la baie des Chaleurs*. Thèse de Maîtrise - Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec.
- Langlois, C. et L. Lapiere (1989). « Utilisation de l'écologie et de l'écotoxicologie des communautés biologiques pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent. » *Symposium sur le Saint-Laurent, un fleuve à reconquérir*, Montréal, 3, 4 et 5 novembre 1989, Association des biologistes du Québec et Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, pp. 135-153.
- Lavallée, H.-C. (1995). *Caractérisation des résidus de la fabrique Emballages Stone Canada inc. New-Richmond*. Pour l'Association des industries forestières du Québec Limitée, dans le cadre du Programme de réduction des rejets industriels.
- Lavoie, D. et M.I. El-Sabh (1996a). « Génération d'une résurgence côtière », dans *Conférence Internationale Zone Côtière Canada 1996*, Rimouski, 11-17 août 1996.
- Lavoie, D. et M.I. El-Sabh (1996b). « Réponse hydrodynamique d'une baie au passage d'une forte tempête », dans *Conférence internationale Zone Côtière Canada 1996*, Rimouski, 11-17 août 1996.
- Lebeuf, M. 1997. « Les composés organochlorés dans les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent », dans *Programme des chimiques toxiques du Plan vert, conférence synthèse, Ministère des Pêches et des Océans*. Ottawa, 28-31 janvier 1997.
- Lebeuf, M., C. Gobeil, C. Brochu et S. Moore (1996). « Direct atmospheric deposition versus fluvial inputs of PCDD/Fs to the sediments of the Lower St. Lawrence Estuary ». *Organohalogen Compounds*, 28: 20-24.
- Leblond, P., D. Lefavre, G. Bugden, D. Cairns, A. Condal, M.I. El-Sabh, L. Fortier, D. Greenberg, M. Jean, V.G. Koutitonsky, Y. Simard et P.A. Yeats. (1991). « Rapport de l'atelier de travail sur l'océanographie physique », dans J.-C. Therriault (éd.), *Le golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire?* Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 6-12.
- Legendre, L. et W.D. Watt (1970). « The distribution of primary production relative to cyclonic gyre in Baie des Chaleurs ». *Mar. Biol.*, 7: 167-170.
- Leppard, G.G. (1983). *Trace element speciation in surface waters and its ecological implications*. Plenum Press, New-York, 320 p.
- Lequéré, C. (1991). *Physical oceanography of the Baie des Chaleurs, Gulf of St. Lawrence*. Mémoire de maîtrise, Université McGill, Montréal, 70 p.
- Levy, E.M. (1985). « Background levels of dissolved/dispersed petroleum residues in the Gulf of St. Lawrence, 1970-79 », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 544-555.
- Levy, E.M. (1990). « Hydrocarbures résiduels dans les eaux du golfe du Saint-Laurent », dans P.M. Strain (éd.), *Océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent*. Bull. can. sci. halieut. aquat., 220: 155-174.

- Loring, D.H. (1975). « Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence ». *Can. J. Earth Sci.* 12 : 1219-1237.
- 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.
- 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.
- Loring, D.H. (1988). « Trace metal geochemistry of the Gulf of St. Lawrence sediments », dans P.M. Strain (éd.), *Chemical oceanography of the Gulf of St. Lawrence*. Bull. can. sci. halieut. aquat. 22 : 91-122.
- Loring, D.H. et D.J. Nota (1973). *Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence*. Bull. Fish. Res. Board Can. n° 182 : vii + 147p.
- Mance, G. (1987). *Pollution threat of heavy metal in aquatic environments*. Pollution monitoring series. Elsevier Applied Science, London, 372 p.
- Marex International Limited (1992). *The « IRVING WHALE » salvage feasibility Study*. Pour la Garde côtière canadienne, Nouvelle-Écosse.
- Marty, J.C. et A. Choinière (1979). « Acides gras et hydrocarbures de l'écume marine et de la microcouche de surface ». *Naturaliste can.* 106 : 141-147.
- Matheson, K.M. (1967). *The meteorological effect on ice in the Gulf of St. Lawrence*. Mar. Sci. Rep. n° 3. McGill University, Marine Sciences Centre, Montréal. 110p.
- Matheson, R.A.F. et V.I. Bradshaw (1985). *The status of selected environmental contaminants in the Baie des Chaleurs ecosystem*. Environment Canada, Environmental Protection Service. Rapport EPS-5-AR-85-3, 65p.
- Mertz, G. et M.I. El-Sabh (1989). « A autumn instability event in the Gaspé Current ». *J. Phys. Oceanog.* 19 : 148-156.
- Mertz, G., M.I. El-Sabh, D. Proulx et A. Condal. (1988). « Instability of a buoyancy driven coastal jet: The Gaspé current and its St. Lawrence precursor ». *J. Geophys. Res.* 93 : 6885-6893.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1991a). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur des pâtes et papiers 1990*. Direction des programmes sectoriels.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1991b). *Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au Québec. Régions n° 01 et 11 - Bas Saint-Laurent, Gaspésie, Îles-de-la-Madeleine*. Direction des programmes de gestion des déchets et des lieux contaminés.

- Ministère de l'Environnement du Québec (1991c). *Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au Québec. Région n° 09 - Côte-Nord*. Direction des programmes de gestion des déchets et des lieux contaminés.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1992a). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur des pâtes et papiers 1991*. Direction des programmes sectoriels. 35 p.s. + annexes.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1992b). *Critères de qualité d'eau douce*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1993a). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur des pâtes et papiers 1992*. Direction des programmes sectoriels.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1993b). *État de l'environnement au Québec, 1992*. Montréal. Guérin.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1994a). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur minier 1992*. Direction des programmes sectoriels. 145p.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (1994b). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur des pâtes et papiers 1992*. Direction des programmes sectoriels. 35 p.s. + annexes.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (1994c). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur des pâtes et papiers 1993*. Direction des politiques du secteur industriel, Service de l'assainissement des eaux. 34 p.s. + annexes.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (1996). *Liste des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec (Liste GERLED) exhaustive*. MEF, Direction des politiques du secteur industriel, Service des lieux contaminés.
- Ministère des Pêches et des Océans. (MPO) (1995a). *Tables des marées et courants du Canada*. Vol. 2: Golfe du Saint-Laurent. 61p.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO) (1995b). *Conditions océanographiques dans le golfe du Saint-Laurent en 1995*. Ministère des Pêches et des Océans. Rapport sur l'état des stocks. 96/51. 7 p.
- Ministère des Pêches et des Océans et Environnement Canada (1996). *Évaluation approfondie du projet de récupération de l'Irving Whale, tenant compte de la présence de BPC*. mars 1996, 100 p. + annexes.
- Ministère des Transports du Québec (1993) *Recherches Transports*. Service de l'économie, de la statistique et de la prospection, Québec. Bulletin économique du transport au Québec, n° 2 et 3.

- Moore, D.R.J. et S.L. Walker (1991). *Canadian water guidelines for polychlorinated biphenyls in coastal and estuarine waters*. Scientific Series n° 186, Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa. vii + 61 p.
- Mousseau, P., M. Gagnon, P. Bergeron, J. Leblanc et R. Siron (1997). *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du golfe du Saint-Laurent – Baie des Chaleurs*. Rapport technique. Zone d'intervention prioritaire 19-20-21, Ministère des Pêches et des Océans, Institut Maurice-Lamontagne, Division des Sciences de l'environnement marin et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Direction de la Conservation.
- Murty, T.S. (1984) « Storm surges: meteorological ocean tides ». *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 212.
- Neu, H.J.A., (1975). « Runoff regulations for hydropower and its effects on the marine environment ». *Can. J. Civil. Eng.*, 2 : 583-591.
- O'Dor, R. (1995). « Larval scallop », dans *Ocean Production Enhancement Network (OPEN)*. Final scientific report 90-95, pp. 13-17.
- Olivier et Bérubé (1993). *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et protection, Région de Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Ouellet, Y. et J. Llamas (1979) « Complément et analyse des hauteurs de vagues dans le golfe du Saint-Laurent ». *Naturaliste Can.* 106 : 123-139.
- Owens, E.H. (1974). « A framework for the definition of coastal environments in the southern Gulf of St. Lawrence », dans Geological Service Canada, *Offshore geology of Eastern Canada, Vol. 1* : 47-76.
- Owens, E.H. et S.B. McCann (1980). « The coastal geomorphology of the Magdalen Islands, Québec », dans S.B. McCann (éd.), *The coastline of Canada, Geol. Serv. Canada, 80-10* : 51-72.
- Pelletier, É. (1994). « Marine environmental assessment of the estuary and the Gulf of St. Lawrence ». Rapport de l'INRS-Océanologie.
- Pelletier, É. (1996). *Le fantôme de L'irving Whale: enquête scientifique sur un naufrage et ses conséquences environnementales*. Presse de l'Université Laval, Ste-Foy , 114 p.
- Pelletier, E., S. Ouellet et M. Paquet (1991). « Long-term chemical and cytochemical assessment of oil contamination in estuarine intertidal sediments ». *Mar. Pollut. Bull.* 22 : 273-281.
- Petrie, B., B. Toulany et C. Garrett (1988). « The transport of water, heat and salts through the strait of Belle-Isle ». *Atmosphere-Ocean.* 26 : 234-251.

- Pingree, R.D. et D.K. Griffith (1980). « A numerical model of the M_2 tide in the Gulf of St. Lawrence ». *Oceano. Acta* 3 : 221-225.
- Pocklington, R. (1976). « Terrigenous organic matter in surface sediments from the Gulf of St. Lawrence ». *J. Fish. Res. Board Can.*, 33 : 93-97.
- Pocklington, R. (1988). « Organic matter in the Gulf of St. Lawrence », dans P.M. Strain (éd.), *Chemical Oceanography in the Gulf of St. Lawrence*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 49-58
- Pocklington, R. et L. Morash (1979). *Organic carbon, nitrogen and lignine in sediments from the Gulf of St. Lawrence and adjacent waters*. Bedford Institute of Oceanography Report Series BI-R-79-1. 14p.
- Quémarais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994). « Concentrations and sources of PCBs and organochlorine pesticides in the St. Lawrence river (Canada) and its tributaires ». *Chemosphere* 29 : 591-610.
- Ramade F. (1992). *Précis d'écotoxicologie*. Masson, Paris. 330p.
- Roche Ltée (1991a). *QIT-Fer et Titane inc. - Dragage d'entretien au quai de Havre-Saint-Pierre*. Demande de certificat d'autorisation. Octobre 1991. 12 p.s. + annexes.
- Roche Ltée (1991b). *Projet décennal de dragage d'entretien des installations portuaires de la compagnie minière I.O.C. à Sept-Îles*. Étude d'impact sur l'environnement. Pour la Compagnie minière I.O.C. 108p.s. + annexes.
- Rose, G.A. et W.C. Leggett. (1988). « Atmosphere-ocean coupling in the northern Gulf of St. Lawrence: frequency-dependent wind-forced variations in nearshore sea temperatures and currents ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45 : 1222-1233.
- Roy, L. (1989). « L'approche ZIP et le Plan d'action Saint-Laurent. » Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, document non publié.
- Saliot, A. (1981). « Natural hydrocarbons in sea water », dans E.K. Duursma et R. Dawson (éd.), *Marine Organic Chemistry*. Elsevier Sci. Publ. Comp., Amsterdam. pp. 327-374.
- Saunders, P.M. (1977). « Wind stress on the ocean over the eastern continental shelf of North America ». *J. Phys. Oceanogr.* 7 : 555-566.
- Sévigny, J.-M., M. Sinclair, M.I. El-Sabh, S. Poulet and A. Coote (1979). « Summer plankton distributions associated with physical and nutrient properties of the Northwestern Gulf of St. Lawrence ». *J. Fish. Res. Board Can.* 36 : 187-203.
- Silverberg, N. et B. Sundby (1990). « Sediment-water interaction and early diagenesis in the Laurentian Trough », dans M. El-Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a large-scale estuarine system-the St. Lawrence*. Coastal and Estuarine Studies 39 : 202-233.

- Silverberg, N., H.V. Nguyen, G. Delibrias, M. Koide, B. Sundby, Y. Yokoyama et R. Chesslet (1986). « Radionuclides profiles, sedimentation rates and bioturbation in modern sediments of the Laurentian trough, Gulf of St. Lawrence ». *Oceanol. Acta*, 9 : 285-290.
- Sinclair, M., G.L. Budgen, C.L. Tang, J.-C. Therriault et P. Yeats (1986). « Assessment of effects of freshwater runoff variability on fisheries production in coastal waters », dans S. Skreslet (éd.), *The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems*. NATO. Ser., Vol. G7. Springer-Verlag, Berlin.
- Siron, R., É. Pelletier et C. Brochu (1991). « Suivi d'une contamination pétrolière accidentelle dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent: le cas de l'Île-aux-Grues ». *Water Poll. Res. J. Canada*, 26 : 61-86.
- Siron, R., É. Pelletier, D. Delisle et C. Brochu (1993). « Réponse de la flore bactérienne de l'estuaire du Saint-Laurent à un éventuel déversement de pétrole ». *Water Poll. Res. J. Canada*, 28 : 385-414.
- Steven, D.M. (1974) *Primary and secondary production in the Gulf of St. Lawrence*. Mc Gill University, Marine Sciences Center, Montréal.
- Strain, P.M. (éd.) (1988). *Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220, 190p.
- Sundby, B. (1974). « Distribution and Transport of suspended particulate matter in the Gulf of St. Lawrence ». *Canadian Journal of Earth Sciences*, 11 : 1517-1533.
- Sundby, B. (1977). « Manganese-rich particulate matter in a coastal marine environment ». *Nature* 270 : 417-419.
- Sundby, B., N. Silverberg et R. Chesselet (1981). « Pathways of manganese in an open estuarine system ». *Geochimica Cosmochimica Acta* 45 : 293-307.
- Sundby, B., N. Silverberg, R. Boudreau, R. Cranston, S. Demers, Y. Gratton, M. Lucotte, A. Mucci, É. Pelletier, R. Pett, J. Smith et P. Yeats (1991). « Rapport de l'atelier de travail sur l'océanographie chimique et la sédimentologie », dans *Le Golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire?* Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat., 113 : 13-22.
- Sutcliffe Jr., W.H. (1973). « Correlation between seasonal river discharge and local landings of American lobster (*Homarus Americanus*) and Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence ». *J. Fish. Res. Board Can.* 30 : 856-859.
- Tan, F.C. et Strain (1979). « Organic carbon isotope ratios in recent sediments in the St. Lawrence estuary and the Gulf of St. Lawrence ». *Estuarine coastal Mar. Sci.* 8 : 213-225.
- Tang, C.L. (1980). « Observation of wave-like motion of the Gaspé Current ». *J. Phys. Oceanogr.* 10 : 853-860.

- Tang, C.L. (1983). « Cross-front mixing and frontal upwelling in a controlled quasi-permanent density front in the Gulf of St. Lawrence ». *J. Phys. Oceanog.* 13 : 1468-1481.
- Therriault, J.-C. (éditeur) (1991). *Le golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire?* Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113.
- Tremblay, G.-H. et C. Gobeil (1990). « Dissolved arsenic in the St. Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord ». *Mar. Pollut. Bull.* 21(10) : 465-469.
- Trites, R.W. (1972). « The Gulf of St. Lawrence from a pollution point of view », dans M. Ruivo (éd.) *Marine pollution and Sea life*. FAO, Fishing News Books, London. pp. 59-72.
- Trites, R.W. et K.F. Drinkwater (1991). « The possible role of the surface circulation in the spread of PSP in the western Gulf of St. Lawrence in 1988 », dans J.-C. Therriault (éd.) *Le golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire?* Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat., 113 : 153-159.
- Tronczynski, J., J.N. Gearing et S. Macko (1987). « Characterization of selected organics on particles and sediments in the St. Lawrence estuary ». *21st Annual Congress Canadian of Meteorological and Oceanographic Society*, June 16-19, St-John's, Newfoundland, Canada. Compte-rendu.
- Uthe, J.F., C.L. Chou, D.H. Loring, R.T.T. Rautala, J.M. Bewers, J. Dalziel, P.A. Yeats et R.L. Charron (1986). « Effect of waste treatment at a lead smelter on cadmium levels in American lobster (*Homarus americanus*), sediments and seawater in the adjacent coastal zone ». *Mar. Poll. Bull.* 17(3) : 118-123.
- Vandermeulen, J.H. et C.W. Ross (1977). *Assessment of cleanup tests of an oiled salt marsh – The Golden Robin spill in Miguasha, Québec. Part I. Residual Bunker C Hydrocarbon concentrations and compositions*. Environmental impact and assessment report EPS-8-EC-77-1. Pour Pêches et Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement. x + 31p.
- Vigeant, G. (1984). *Cartes climatologiques du Saint-Laurent (fleuve et Golfe)*. Service de l'Environnement Atmosphérique du Canada. Ville Saint-Laurent, Québec, Canada.
- Vigeant, G. (1987). *Température mensuelle de l'eau en surface dans l'estuaire et le Golfe du Saint-Laurent*. Service de l'Environnement Atmosphérique, Région Québec, Environnement Canada, 34 p.
- White, L. et F. Johns (1996). *Évaluation environnementale du milieu marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent: sommaire exécutif*. Pêches et Océans Canada, Programme des produits chimiques toxiques. 4 p.
- Yeats, P.A. (1988a). « Nutrients », dans P.M. Strain (éd.) *Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 29-48.

- Yeats, P.A. (1988b). « Distribution and transport of suspended particulate matter », dans P.M. Strain (éd.) *Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 15-28.
- Yeats, P.A. (1988c). « Trace metals in the water column », dans P.M. Strain (éd.) *Chemical oceanography in the gulf of St. Lawrence*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 79-98.
- Yeats, P.A., B. Sundby et J.M. Bowers (1979). « Manganese recycling in coastal waters ». *Mar. Chem.*, 8 : 43-55.

ANNEXE

1. Glossaire

- Accore:** Côte escarpée, dépourvue d'estran et plongeant à pic en eau profonde
- Ballast:** Réservoir dont le remplissage ou la vidange fait varier la flottabilité d'un navire et qui assure sa stabilité.
- Banc:** Relief en saillie du fond marin
- Bassin versant (ou de drainage):** Ensemble des pentes inclinées, vers un même cours d'eau et y déversant leurs eaux de ruissellement
- Bentonite:** Argile smectique à base de montmorillonite, aux propriétés adsorbantes.
- Bioaccumulation:** Terme général qui désigne le processus par lequel des produits toxiques sont accumulés par les organismes aquatiques, directement à partir de l'eau, des sédiments ou de la nourriture.
- Bioamplification:** Rétention d'une substance dans les tissus à des teneurs de plus en plus élevées au fur et à mesure que l'on s'élève dans la hiérarchie des organismes de la chaîne alimentaire.
- Bioconcentration:** Rétention d'une substance dans les tissus d'un organisme au point que la teneur des tissus en cette substance dépasse la teneur du milieu ambiant en cette substance, à un moment donné de la vie de cet organisme.
- Biodégradation:** Dégradation plus ou moins rapide de certaines substances (ex. matière organique) due à l'action d'organismes vivants, aérobies ou anaérobies.
- Biosynthétique:** Relatif à la synthèse d'une substance chimique au cours du métabolisme.
- Biote:** Ensemble des êtres vivants, faune et flore, d'un endroit donné.
- Bouletage:** Procédé de fabrication d'agrégats sphériques de matériau, par passage et humidification de celui-ci dans un appareil rotatif (tambour ou disque bouleteur).
- Caustification:** Opération qui se fait par l'addition d'un lait de chaux au carbonate pour le transformer en soude caustique.
- Coefficient de partage:** Rapport entre la solubilité d'une substance dans l'huile et sa solubilité dans l'eau.
- Coke:** Combustible provenant de la distillation de la houille et ne renfermant qu'une très faible fraction des matières volatiles qu'elle contenait.
- Composante harmonique de la marée:** Terme du développement d'une fonction périodique en série de Fourier
- Condensat:** Produit liquéfié par condensation à partir de sa vapeur.
- Congénères:** Chacun des produits qui appartiennent au même groupe chimique et dérivent du même composé initial.

- Cordon littoral:** Accumulation naturelle de matériaux détritiques sur la partie supérieure de l'estran et parallèle au rivage
- Coriolis (force de):** Force qui s'exerce sur les corps en mouvement à la surface de la Terre et qui est due à la rotation terrestre. Elle dévie les corps vers la droite dans l'hémishère nord et vers la gauche, dans l'hémisphère sud. Elle est maximale aux pôles et nulle à l'Équateur.
- Cuesta:** Relief à pentes asymétriques où les couches résistantes se trouvent au-dessus des couches tendres.
- DBO₅:** Mesure de la demande chimique en oxygène après une incubation de 5 jours à 20 °Celsius.
- Delta:** Accumulation sédimentaire marine ou lacustre édifée par les cours d'eau à leur embouchure
- Dépôt résiduel:** Sédiments grossiers qui demeurent sur place après qu'une forte érosion ait évacué les sédiments les plus fins
- Dépression:** Zone plus ou moins étendue, en forme de cuvette
- Diagénèse:** Ensemble des processus physico-chimiques par lesquels un dépôt sédimentaire se transforme progressivement en roche sédimentaire.
- Diagénétique:** Voir diagénèse
- Diurne (marée):** Un seul cycle de marée par jour, une marée de vive-eau et une marée de morte-eau.
- Dolomie:** Roche sédimentaire carbonatée contenant 50 % ou plus, de carbonate, dont la moitié au moins sous forme de dolomite.
- Eau interstitielle:** Eau emprisonnée dans les interstices des sédiments.
- Eaux d'exhaure:** Eau provenant de certaines mines, en particulier des mines de charbon, et contenant des sels acides en solution.
- Eaux rouges:** Eaux dont les procédés leur ont donné une couleur rouges.
- Estran:** Espace littoral compris entre les plus hautes et plus basses eaux.
- Estuaire:** Étendue d'eau semi-fermée, en liaison libre avec la mer où il y a dilution de l'eau salée par l'eau douce.
- Étiage:** Niveau minimal atteint par un cours d'eau en période sèche.
- Floraison phytoplanctonique:** Prolifération algale.
- Furfural:** Composé organique qui comporte un groupement fonctionnel aldéhyde. C'est un liquide incolore, huileux, qui bout à 162°C et dont l'odeur rappelle l'essence de cannelle et l'essence d'amandes amères.
- Gueuse:** Lingot de fonte de première fusion, coulé à découvert, dans un moule en sable ou métallique, destiné à l'affinage ou à la refusion.

- Haute plage:** Partie de la plage qui reste émergée lors des hautes mers moyennes.
- Hydrodynamique:** Partie de la mécanique qui étudie la circulation, l'énergie, la pression des fluides
- Ilménite:** Fer titané.
- Isobathe:** Se dit d'une courbe joignant les points de même profondeur par rapport à la surface de l'eau.
- Isohaline:** Se dit d'une courbe joignant les points de même salinité.
- « **Lag deposit** »: voir dépôt résiduel.
- Ligne de rivage:** Ligne de rencontre entre la terre ferme et l'eau d'une mer.
- Liqueur verte:** Lessive résiduaire de cuisson obtenue en dissolvant les produits récupérés dans l'élaboration de la cellulose.
- Marnage:** Amplitude des marées.
- Métalloïde:** Tout élément chimique non métallique.
- Moraine:** Accumulation de sédiments glaciaires hétérométriques dont la forme dépend de nombreux phénomènes glaciaires.
- Morte-eau (marée de):** Les amplitudes de la marée ne sont pas identiques dans le temps; elles varient constamment en rapport avec les positions respectives de la Lune et du Soleil. Ainsi, les amplitudes sont maximums immédiatement après la pleine et la nouvelle lune (marées de vives-eaux) et minimums à la suite des premiers et derniers quartiers (marées de mortes-eaux).
- Pélite:** Sédiment composé de particules fines. Synonyme de vase.
- Précipitation:** Formation d'un corps insoluble dans un milieu de réaction donné.
- Remaniement:** Tout matériel géologique qui a été déplacé de son lieu d'origine par des agents naturels et incorporé à un nouveau matériel.
- Ria:** Longue et étroite vallée envahie par la mer et dont la profondeur et la largeur diminuent graduellement à l'intérieur des terres.
- Sédiment morainique:** Sédiment issu des moraines. Voir moraine.
- Surcreusement:** Phénomène caractérisant certaines excavations du lit des glaciers de nature variée.
- Surverse:** Phase liquide excédentaire dans un processus donné.
- Thermocline:** Partie d'une masse d'eau stratifiée pour laquelle le gradient de température atteint un maximum.
- Tombolo:** Flèche de sable ou de gravier reliant deux îles entre elles ou une île avec la terre ferme.

Toxicité chronique: Toxicité qui résulte de la pénétration répétée dans l'organisme vivant de faibles doses d'une substance chimique toxique, sur une plus ou moins longue période.

Vive-eau (marée de): Les amplitudes de la marée ne sont pas identiques dans le temps; elles varient constamment en rapport avec les positions respectives de la Lune et du Soleil. Ainsi, les amplitudes sont maximums immédiatement après la pleine et la nouvelle lune (marées de vives-eaux) et minimums à la suite des premiers et derniers quartiers (marées de mortes-eaux).

Zone de turbidité maximale: Zone dans un estuaire où les sédiments fins sont fortement concentrés.

