

157

Programme de dragage d'entretien
par la Société des traversiers du Québec
Rivière-du-Loup

DC3

6211-02-029

ZIP Sud-de-l'Estuaire
88, rue Saint-Germain ouest bur. 106
Rimouski, Qc
G5L 4B5

Saint-Laurent

Vision 2000

**SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES
SUR LES ASPECTS PHYSIQUES ET CHIMIQUES
DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS DE L'ESTUAIRE
MOYEN DU SAINT-LAURENT**

Rapport technique

**Zones
d'intervention
prioritaire**

**SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES
SUR LES ASPECTS PHYSIQUES ET CHIMIQUES
DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS DE L'ESTUAIRE
MOYEN DU SAINT-LAURENT**

Rapport technique

Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments de l'estuaire moyen du Saint-Laurent

Rapport technique

Zones d'intervention prioritaire 15, 16 et 17

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

Institut Maurice-Lamontagne
Gestion de l'habitat et des sciences de l'environnement
Pêches et Océans Canada – Région Laurentienne

Mars 1998

AVIS AUX LECTEURS

Les rapports sur les Zones d'intervention prioritaire (ZIP) sont produits dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 par le Centre Saint-Laurent, d'Environnement Canada, conjointement avec l'Institut Maurice-Lamontagne, de Pêches et Océans Canada, Santé Canada, le Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec et ses partenaires, ainsi que le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

On devra citer la publication comme suit :

Gagnon, M., P. Bergeron, J. Leblanc et R. Siron (1998). Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Pêches et Océans Canada – Région Laurentienne, Division de la gestion de l'habitat et des sciences de l'environnement, Institut Maurice-Lamontagne et Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 15, 16 et 17.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement du Canada

© Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1998

N° de catalogue : EN40-216/37-1998F

ISBN : 0-662-82771-6

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 et illustrations

Patrick Dupont
Marcel Houle

Collaborateurs

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec

Direction régionale de Québec

Réjean Fréchette
Vital Gauvin
Jacques Labbé
Guy Le Rouzès
Michel Rousseau

Direction régionale Chaudière – Appalaches

Marc Bellavance
Guy Boucher
Jean-Marc Lachance
Clément Lapierre
Denis Laplante
Guy Trencia

Direction régionale du Bas-Saint-Laurent

Charles-Aimé Bachand
Christian Côté
Robin Harrison

Direction des écosystèmes aquatiques

Sylvie Cloutier
Michel Groleau
Serge Hébert
Yves Lefebvre
Lucie Wilson

Ministère des Affaires municipales du Québec

Direction de l'assainissement urbain

Jean-Pierre Beaumont
Gilles Cloutier
André Gagnon
Michel Laurin
Alain Roseberry

Ministère des Pêches et des Océans

Direction régionale des Sciences

Robert Dorais
Patrick Dupont
Michel Gilbert
Pierre Larouche
Michel Lebeuf
Daniel Le Sauteur
Claude Rouleau
Gilles H. Tremblay

Environnement Canada

Direction de la protection de l'environnement

Michel Chevalier
Élie Fédida
André Germain
Gilles Legault

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 transmis les documents pertinents à ce travail ainsi que leurs judicieux commentaires sur les versions préliminaires du rapport. Leurs noms apparaissent sur la liste des collaborateurs.

En plus des personnes mentionnées dans la liste des collaborateurs, nous tenons à souligner le support et la qualité des services rendus par l'équipe du Centre de documentation du Centre Saint-Laurent à Montréal de même que par le personnel de la bibliothèque à Québec.

Perspective de gestion

Le Programme 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 œuvre 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 l'Institut Maurice-Lamontagne (Pêches et Océans Canada) et le Centre Saint-Laurent (Environnement Canada) et 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 une synthèse 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 Maurice Lamontagne Institute (Fisheries and Oceans Canada) and the St. Lawrence Centre (Environment Canada) and 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 analysing 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 standardised, 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 de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, comprenant les ZIP 15, 16 et 17.

L'estuaire moyen du Saint-Laurent se situe entre la pointe est de l'île d'Orléans et l'embouchure du Saguenay. D'une longueur d'environ 150 km, ce plan d'eau présente une largeur moyenne de 22 km et couvre une superficie de 3 470 km². La topographie sous-marine est irrégulière et présente des plateaux peu profonds et des chenaux. Les apports en eau douce proviennent principalement de l'estuaire fluvial, situé en amont, et de l'estuaire maritime et du fjord du Saguenay, situés en aval. Cette partie du système du Saint-Laurent est très dynamique; on a estimé que le temps de résidence de l'eau douce y est de 10 à 20 jours. Malgré le temps de résidence court, une caractéristique physique importante de l'estuaire moyen constitue la présence d'une zone de rétention des sédiments dans sa partie amont; on l'appelle zone de turbidité maximale et la concentration de la matière en suspension peut atteindre 400 mg·l⁻¹.

Dans le secteur d'étude, les principales sources de contamination locales sont les effluents municipaux et industriels. En 1998, près de 58 p. 100 de la population riveraine voyait ses eaux domestiques traitées par un système d'épuration. Cependant, dans la partie aval du secteur d'étude, le rejet des eaux usées municipales a entraîné la fermeture des six sites coquilliers présents sur le territoire. On retrouve aussi quatre entreprises industrielles ciblées par la plan d'action SLV 2000 : deux sont situées sur la rive sud et deux sur la rive nord. Depuis le début du plan d'action, les mesures d'assainissement mises en place par ces entreprises ont permis une réduction des rejets toxiques dans le milieu. Les lieux contaminés riverains, le transport maritime, les activités portuaires, les apports des autres cours d'eau et les apports atmosphériques sont d'autres sources de contamination de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.

Les parties amont du chenal du Nord et du chenal du Sud, de petites baies abritées et les zones marécageuses sont des sites de dépôts saisonniers des contaminants. Il n'y a pas de sites de dépôts permanents de sédiments comme l'on retrouve dans l'estuaire maritime avec le chenal Laurentien. Les processus de déposition – suspension entraînent une remise en suspension

x

autant des contaminants que des sédiments. C'est dans les zones portuaires que l'on note des concentrations élevées en contaminants. La caractérisation des sédiments de dragage a permis d'identifier une contamination plus importante en BPC au quai de Notre-Dame-du-Portage et en mercure aux quais de Rivière-du-Loup et de Grosse-Île. Aucun déversement important d'hydrocarbures n'a eu lieu dans l'estuaire moyen. Cependant, les effets de l'accident du *Czantoria* à Saint-Romuald, en amont du secteur d'étude, ont été ressentis jusqu'à Montmagny.

Abstract

This report summarizes what is currently known about the physical and chemical aspects of the water and sediments in the Upper St. Lawrence Estuary, in the study area which comprises ZIPs 15, 16 and 17.

The Upper Estuary extends from the eastern tip of Ile d'Orléans to the mouth of the Saguenay River, a distance of about 150 km. It has an average width of 22 km and covers an area of 3 470 km². The bottom topography is uneven and features both shallow areas, or shelves, and deep channels. In the upstream part of the study area, there is an influx of fresh water, mainly from the St. Lawrence River, whereas in the downstream sector, salt water flows in from the Lower Estuary and the Saguenay Fjord. This part of the St. Lawrence system is highly dynamic. The freshwater residence time has been estimated at only 10 to 20 days. Despite this short residence time, one important physical characteristic of the Upper Estuary relates to the existence of a sediment retention area in the upstream sector, called the maximum turbidity zone. In this zone, the concentration of suspended particulates can reach as high as 400 mg·l⁻¹.

In the study area, the main local contamination sources consist of municipal and industrial effluents. In 1998, nearly 58% of the riverside population lived in communities served by a household wastewater treatment system. However, in the downstream part of the study area, discharges of municipal effluents were responsible for the closure of six shellfish harvesting sites in the region. As well, the area has four industrial plants which have been targeted under the action plan SLV 2000, two on the south shore and two on the north shore of the Upper Estuary. The clean-up measures implemented by these plants since the action plan got under way have led to a reduction in environmental releases of toxic substances. Other sources of contamination in the study area comprise contaminated shoreline sites, marine transportation, port activities, inputs from other rivers and streams and atmospheric deposition.

The upstream sectors of the North Channel and the South Channel, small sheltered bays and swampy areas represent seasonal deposition sites. There are no permanent zones of sediment deposition, unlike in the Lower Estuary, where the Laurentian Channel serves as a sink for sediments. Deposition and resuspension processes cause both sediments and contaminants to

become resuspended. Port zones have been found to have high concentrations of contaminants. Dredge spoil characterization studies have shown that the Notre Dame du Portage wharf had the highest PCB levels and the Rivière du Loup and Grosse Île wharves, the highest mercury concentrations. No major oil spills have occurred in the Upper Estuary. However, the effects of the *Czantoria* spill that occurred at St. Romuald were felt as far upstream in the study area as Montmagny.

Table des matières

Équipe de réalisation	iii
Collaborateurs	iv
Remerciements	vi
Perspective de gestion	vii
Management Perspective	viii
Résumé	ix
Abstract	xi
Table des matières	xiii
Liste des figures	xvi
Liste des tableaux	xvii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 LE MILIEU PHYSIQUE	5
2.1 Physiographie	5
2.2 Hydrologie et hydrodynamique	8
2.2.1 Apports d'eau douce	8
2.2.2 Marées	9
2.2.3 Conditions atmosphériques	10
2.2.4 Circulation des masses d'eau	12
2.2.5 Variabilité spatiale et temporelle de la température et de la salinité	15
2.2.6 Glaces	17
2.2.7 Vagues	19
2.3 Sels nutritifs	19
2.4 Sédimentologie	23
2.4.1 Bilan sédimentaire	23
2.4.2 Distribution et caractéristiques de la matière en suspension	25
2.4.3 Distribution et caractéristiques des sédiments sur le fond	27

CHAPITRE 3 SOURCES DE CONTAMINATION	31
3.1 Rejets municipaux	31
3.1.1 Rive sud	31
3.1.2 Rive nord	32
3.2 Rejets industriels	34
3.2.1 Rive sud	36
3.2.2 Rive nord	42
3.3 Lieux riverains contaminés	46
3.3.1 Inventaire provincial des lieux contaminés	47
3.3.2 Site de propriété fédérale	54
3.3.3 Sites d'élimination des neiges usées	54
3.4 Transport maritime et activités portuaires	55
3.5 Dragage et immersion en mer	59
3.6 Apports des cours d'eau	59
3.6.1 Apports de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent	59
3.6.1.1 Contaminants inorganiques	60
3.6.1.2 Contaminants organiques	60
3.6.2 Eaux marines	63
3.6.3 Apports des autres tributaires	63
3.7 Retombées atmosphériques	65
3.7.1 Transport atmosphérique à distance	65
3.7.2 Sources atmosphériques locales	66
 CHAPITRE 4 QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS	 69
4.1 Critères de qualité	69
4.2 Qualité de l'eau et des sédiments de l'estuaire moyen du Saint-Laurent	70
4.2.1 Métaux lourds et métalloïdes	71
4.2.1.1 Mercure	72
4.2.1.2 Cadmium	76
4.2.1.3 Arsenic	76
4.2.1.4 Autres métaux-traces	78
4.1.2.5. Radioéléments	80
4.2.2 Composés organochlorés	81
4.2.2.1 Biphényles polychlorés.	82

4.2.2.2	DDT et ses métabolites (DDD, DDE)	83
4.2.2.3	Mirex	84
4.2.2.4	Autres pesticides	85
4.2.3	Hydrocarbures	86
4.2.3.1	Hydrocarbures totaux	87
4.2.3.2	Hydrocarbures aliphatiques	89
4.2.3.3	Hydrocarbures pétroliers résiduels	90
4.2.3.4	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	92
4.3	Contamination des zones portuaires	93
4.4	Contamination bactérienne des eaux coquillières	95
4.5	Pollution par les matières plastiques	96
 CHAPITRE 5 ÉTAT DES CONNAISSANCES		 99
Références		103
Annexes		
1	Glossaire	114
2	Un indicateur de rejets toxiques : l'indice Chimiotox	116
3	Le Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)	121
4	Critères de qualité pour divers usages de l'eau	124
5	Critères intérimaires de qualité des sédiments	130

Liste des figures

1	Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire (ZIP)	2
2	Limites du secteur d'étude, toponymie et bathymétrie de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.	7
3	Courants de marées entre le cap aux Oies et Sault-au-Cochon, une heure après la pleine mer à Pointe-au-Père (estuaire maritime)	11
4	Répartition des masses d'eau et distribution verticale de la salinité dans l'estuaire du Saint-Laurent en été (coupe longitudinale dans le chenal du Nord).	14
5	Représentation schématique du transport des masses d'eau (en milliers de $m^3 \cdot s^{-1}$) et de la circulation nette dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent.	15
6	Distribution estivale de la salinité, de la température et de la concentration des matières en suspension (MES) dans les eaux de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.	18
7	Distribution des éléments nutritifs dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en mai 1974.	22
8	Flux annuel de la matière en suspension (MES) dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en été. Ce bilan identifie les connaissances (valeurs exprimées en milliers de tonnes par année) et les données manquantes (?) sur les charges en MES.	25
9	Distribution des sédiments de surface dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent.	29
10	Profil longitudinal des concentrations en mercure total ($ng \cdot l^{-1}$) dans l'eau de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.	73
11	Profil longitudinal des concentrations en mercure dissous (pM) et en matière en suspension (turbidité) dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en fonction de la salinité. Id signifie limite de détection.	73
12	Concentration en mercure dans les sédiments de l'estuaire moyen du Saint-Laurent	75
13.	Profil longitudinal des concentrations d'arsenic dissous dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent.	77
14	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.	85

Liste des tableaux

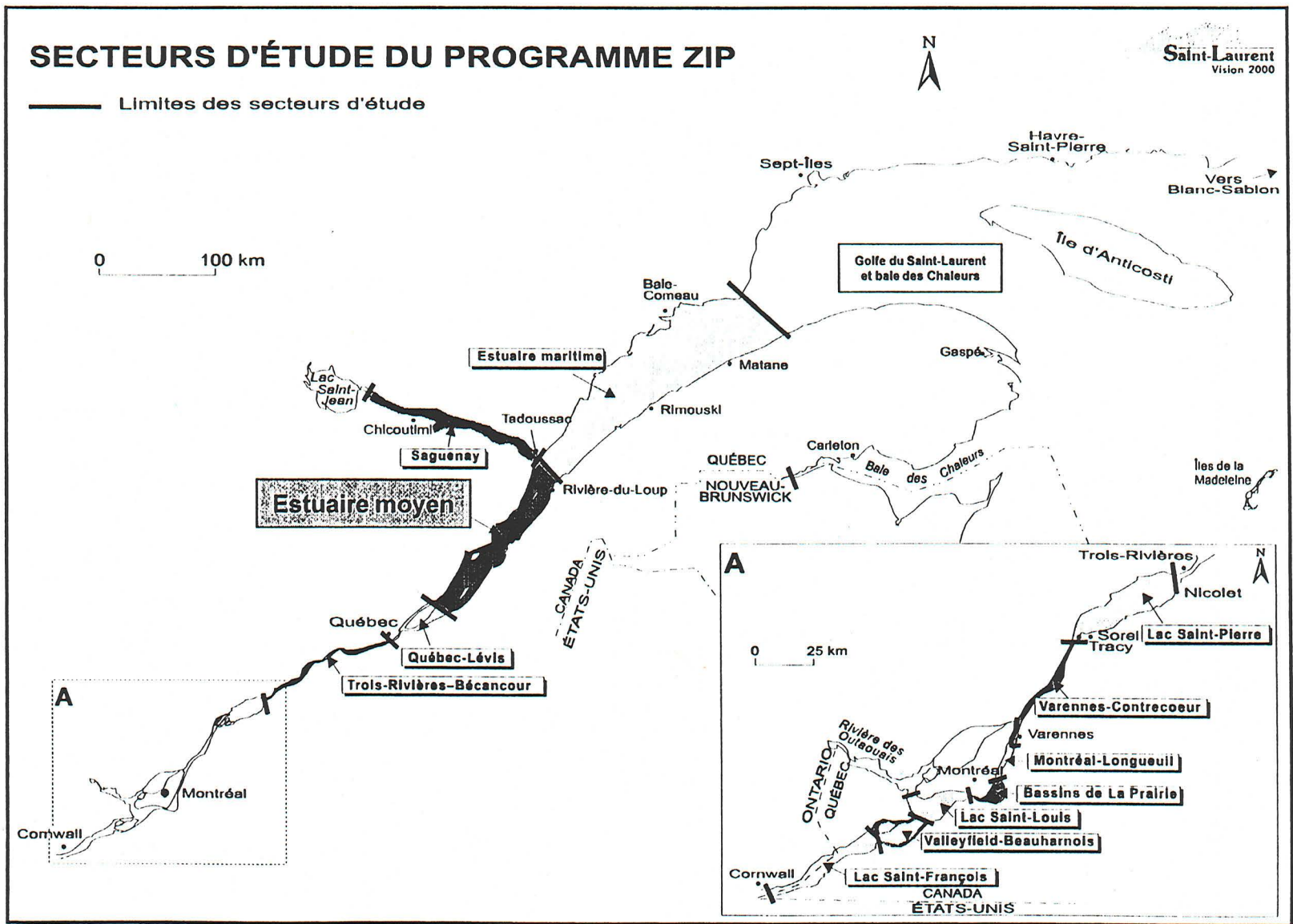
1	Conditions climatiques (température et précipitations) à trois stations météorologiques de l'estuaire moyen du Saint-Laurent	12
2	Concentrations et comportement des éléments nutritifs dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent	20
3	Bilan de l'assainissement municipal des eaux usées des municipalités riveraines de l'estuaire moyen du Saint-Laurent	33
4	Évaluation du rendement des ouvrages municipaux d'assainissement et estimations des charges annuelles moyennes en DBO ₅ , en MES et du nombre de coliformes fécaux rejetés dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en 1995	34
5	Établissements industriels visés par le plan d'action SLV 2000 et répertoriés le long des rives de l'estuaire moyen du Saint-Laurent et de ses tributaires	35
6	Débit, matières en suspensions (MES) et DBO ₅ rejetés par F.F. Soucy Inc. dans la rivière du Loup	37
7	Estimations des charges toxiques déversées par F.F. Soucy Inc. entre 1988 et 1995 dans la rivière du Loup	38
8	Débit, matières en suspension (MES) et DBO ₅ déversés par Pâte Mohawk ltée dans la rivière du Loup	40
9	Charges toxiques déversées par Pâte Mohawk ltée dans la rivière du Loup en 1994	41
10	Débit, matières en suspension (MES) et DBO ₅ rejetés par Produits forestiers Donohue Inc. dans la rivière Malbaie	43
11	Estimations des charges toxiques déversées par Produits forestiers Donohue inc. dans la rivière Malbaie et réduction des rejets entre 1988 et 1995	44
12	Composition de l'effluent de la compagnie BICC Phillips inc. rejeté dans la rivière Malbaie	46
13	Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux dans les municipalités riveraines de l'estuaire moyen du Saint-Laurent	49
14	Volume annuel des neiges usées des municipalités et sites d'élimination en 1996	55
15	Navigation maritime commerciale dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent de 1992 à 1996, entre l'île d'Orléans et l'embouchure du Saguenay	57
16	Estimation des charges annuelles moyennes de contaminants inorganiques et organiques dans l'estuaire fluvial du Saint-Laurent, à la hauteur de Québec	61

17	Estimations des charges moyennes quotidiennes ($\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$) de contaminants inorganiques et organiques dans les rivières du Loup et Malbaie en 1991	65
18	Concentrations de différents métaux dans les sédiments du Cap-Tourmente, de Cap-Saint-Ignace et de l'estuaire moyen du Saint-Laurent	75
19	Concentrations moyennes des métaux-traces dans l'eau de l'estuaire moyen du Saint-Laurent pour la période 1974-1979	79
20	Concentrations moyennes en métaux-traces ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments fins de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent au début des années 1970 et à la fin des années 1980	80
21	Concentrations des radioéléments ($\text{pCi}\cdot\text{m}^{-3}$ d'eau floculée) dans l'estuaire du Saint-Laurent en 1978	81
22	Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) des BPC totaux dans les sédiments de surface de l'estuaire moyen	83
23	Concentrations moyennes (étendue; $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) des insecticides organochlorés dans les sédiments de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent en 1989 et 1990	86
24	Concentrations des hydrocarbures totaux, des <i>n</i> -alcanes, des HAP et du benzo(a)-pyrène dans l'eau de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay en 1986	88
25	Concentration en hydrocarbures totaux (HCT; fractions particulaire et dissoute) et en matière en suspension (MES) autour de l'île aux Grues en 1988 et 1990	88
26	Concentrations (moyenne et étendue) des hydrocarbures aliphatiques (<i>n</i> -alcanes) et aromatiques (HAP totaux et benzo(a)pyrène) dans les sédiments de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.	90
27	Concentrations des résidus de pétrole dissous et dispersés dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 1979	91
28	Contamination des zones portuaires situées en bordure de l'estuaire moyen du Saint-Laurent de 1989 à 1995	95
29	Classification des secteurs coquilliers de l'estuaire moyen du Saint-Laurent en 1997 en fonction de la qualité bactériologique de l'eau	97
30	Poids (kg), volume (m^3), importance relative (en pourcentage du poids et du volume total) et densité ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-1}$ de rive) des débris de plastique recueillis en 1992 dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent	97
31	Liste des contaminants et critères de qualité pour divers usages de l'eau	125
32	Critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent.	131

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 Saint-Laurent 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'estuaire moyen du Saint-Laurent, qui correspond aux ZIP 15-16-17, des sources de contamination et de la qualité de l'eau et des sédiments de ce plan d'eau. On y 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 l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Les conclusions du présent rapport devront être comparées aux résultats des rapports communautés biologiques (Mousseau *et al.*, 1998) et socio-économie (Bibeault *et al.*, 1998) pour obtenir une image complète et réaliste du territoire d'étude.

CHAPITRE 2 **Le milieu physique**

Le secteur d'étude regroupe les Zones d'intervention prioritaire 15, 16 et 17 et ses limites correspondent à celles de l'estuaire* moyen du Saint-Laurent. La limite amont est constituée par la ligne réunissant la limite ouest de la municipalité de Saint-Joachim, la pointe est de l'île d'Orléans et la limite ouest de la municipalité de Montmagny. La limite aval du secteur d'étude correspond à la ligne réunissant la pointe Noire, à l'embouchure du Saguenay, l'île Rouge et la limite est de la municipalité de Cacouna (Figure 2).

L'estuaire moyen constitue un écosystème ouvert très différent de l'estuaire fluvial et de l'estuaire maritime. Il s'en distingue par ses dimensions, sa bathymétrie, son hydrodynamique et ses caractéristiques physico-chimiques et sédimentologiques.

2.1 Physiographie

L'estuaire moyen a une longueur d'environ 150 km, une largeur moyenne de 22 km et couvre une superficie de 3 470 km² (d'Anglejan, 1990). Sa profondeur moyenne est d'environ 20 m (Lucotte, 1989). Cependant, la topographie sous-marine du secteur est très irrégulière, avec de larges plates-formes peu profondes (< 10 m) séparées par un réseau complexe de chenaux (Figure 2). Le chenal du Nord est le plus large et le plus profond; il est constitué d'une série de fosses dont la profondeur augmente de l'amont vers l'aval et atteint un maximum de 183 m à la hauteur de Port-au-Saumon. Le dernier bassin du chenal du Nord est séparé du chenal Laurentien par un seuil situé à moins de 50 m de la surface, au niveau de l'île Rouge.

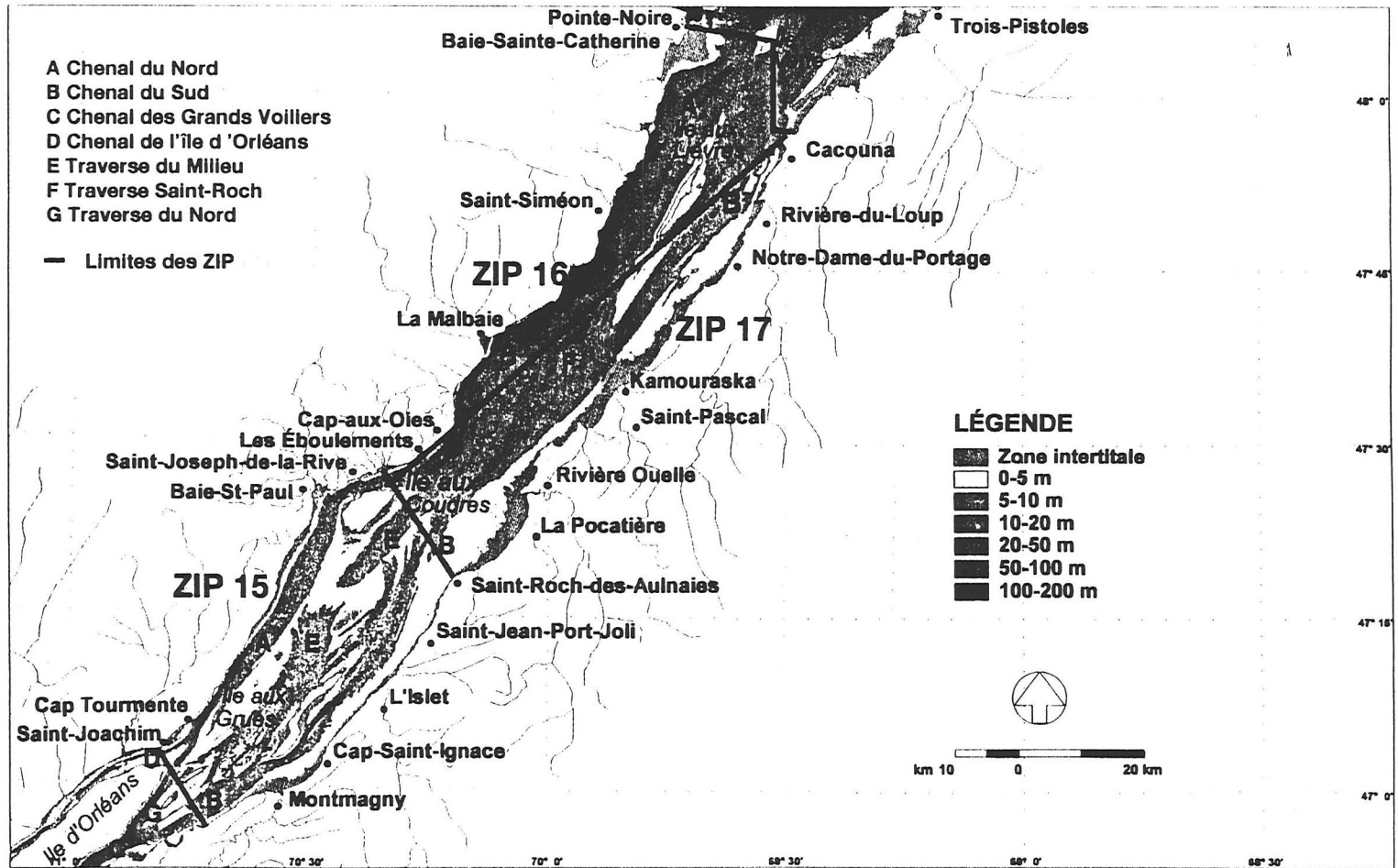
Dans le chenal du Sud, moins large et moins profond, on retrouve des goulots d'étranglement au niveau de la Traverse de Saint-Roch et de Notre-Dame-du-Portage. Ce chenal communique avec le chenal du Nord au large de Kamouraska et de Cacouna. Un troisième chenal, la Traverse du Milieu, est situé, comme son nom l'indique, au centre de la partie amont du secteur et elle possède une morphologie similaire à celle du chenal du Sud. La Traverse du Milieu fusionne avec le chenal du Sud au large de Montmagny et avec le chenal du Nord en aval

de l'île aux Coudres. Enfin, la Traverse du Nord, un chenal de navigation dragué, relie le chenal du Sud au chenal du Nord au niveau de la pointe est de l'île d'Orléans.

Les plates-formes peu profondes (< 10 m) occupent la zone centrale de la partie amont de l'estuaire et l'ensemble de la rive sud; elles atteignent leur largeur maximale au large de La Pocatière.

La longueur totale des rives de l'estuaire moyen est d'environ 546 km, réparties en 183 km sur la rive nord, 189 km sur la rive sud et 174 km de rives insulaires (Goudreau et Gauthier, 1981). La rive sud est découpée dans des roches sédimentaires ordoviciennes de la zone appalachienne (pélites*, grès, quartzites et conglomérats) et se caractérise par des falaises d'argile, de schistes et de grès. Elle est formée d'une série de crêtes* et de dépressions* allongées selon l'axe NE-SO. Les îles situées le long de la rive sud et les pointes rocheuses du littoral correspondent aux crêtes alors que les rentrants se sont développés au droit des dépressions. Dans son ensemble, cette rive est relativement basse et de larges estrans* bordés de terrasses plates y sont observés sur presque toute sa longueur (Dionne, 1971).

La rive nord, au contraire, constituée en majeure partie (du cap Tourmente à la pointe Noire) par des roches cristallines précambriennes du Bouclier canadien, est très escarpée et accidentée. Les estrans, quand ils existent, sont étroits sauf quelques zones telles qu'à Baie-Saint-Paul, à La Malbaie et à la pointe aux Alouettes (Dionne, 1971). On compte plus de cinquante îles et îlots dans l'estuaire moyen, dont certains sont regroupés en archipels* comme l'archipel de l'Isle-aux-Grues (19 îles et îlots), les îles de Kamouraska (6) et Les Pèlerins (5). Les îles les plus importantes sont l'île aux Grues et l'île aux Oies, deux îles jumelles reliées par une batture, l'île aux Coudres et l'île aux Lièvres.



Source : Adapté de MPO (1996)

Figure 2 Limites du secteur d'étude, toponymie et bathymétrie de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.

2.2 Hydrologie et hydrodynamique

En plus de la bathymétrie décrite à la section précédente, les principaux facteurs qui régissent l'hydrodynamique de l'estuaire moyen sont les apports d'eau douce, les marées, les conditions atmosphériques et la force de Coriolis*. Plusieurs recueils d'articles sur l'océanographie de l'estuaire du Saint-Laurent ont été publiés parmi lesquels on peut citer les ouvrages collectifs édités par El-Sabh *et al.* (1979) et El-Sabh et Silverberg (1990) ainsi que la synthèse de Koutitonsky et Gratton (1994).

2.2.1 Apports d'eau douce

L'estuaire moyen reçoit des eaux douces de trois sources principales : 1) le fleuve Saint-Laurent; 2) les rivières qui débouchent directement dans l'estuaire moyen; 3) les précipitations locales. On estime que 90 p. 100 du débit du fleuve entrent dans l'estuaire moyen par le chenal des Grands-Voiliers, alors que le reste passe par le chenal de l'Île d'Orléans (Centreau, 1975) (Figure 2).

Le débit annuel moyen du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Québec est d'environ $11\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (Frenette *et al.*, 1989; Barbeau *et al.*, 1993), ce qui le classe au 14^{ième} rang des grands fleuves du monde (d'Anglejan et Smith, 1973). L'étiage* se produit en fin d'été et en février, avec un débit mensuel moyen d'un peu plus de $10\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (moyenne calculée sur la période 1949-1976) tandis que la crue printanière a lieu en avril, avec un débit mensuel moyen atteignant presque $17\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (Koutitonsky, 1979). La crue automnale est moins prononcée (autour de $11\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) et se produit généralement en novembre (Koutitonsky, 1979; d'Anglejan, 1981; Bugden *et al.*, 1982). Il faut noter que de 1940 à 1990, le débit annuel moyen du fleuve a varié entre $10\,100\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (1963) et $15\,200\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (1974). Une période de débits inférieurs à la moyenne de 1955 à 1966 a été suivie par une période de débits supérieurs à la moyenne de 1972 à 1987 (Hamelin et Associés, 1991). Ces variations annuelles sont attribuables à la variabilité naturelle des précipitations sur l'ensemble du bassin versant* du Saint-Laurent.

Les principales rivières qui débouchent directement dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent sont, sur la rive sud, les rivières du Sud (débit annuel moyen d'environ $49\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), du

Loup ($18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et Ouelle ($16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et, sur la rive nord, la rivière Malbaie ($34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). La crue dans les rivières de la rive nord se produit généralement en mai, alors que sur la rive sud, elle a lieu plutôt en avril (Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) – maintenant connu sous le nom de Ministère de l'Environnement et de la Faune –, 1989). L'ensemble des affluents de l'estuaire moyen et les précipitations directes représentent moins de 5 p. 100 des apports d'eau douce dans cette portion du Saint-Laurent.

2.2.2 Marées

Dans le système étudié, l'onde de marée provient du golfe du Saint-Laurent où elle résulte des deux principales composantes harmoniques* d'origine lunaire de la marée : l'onde de marée semi-diurne* (notée M_2) et l'onde diurne* (notée K_1), (Farquharson, 1970). Toutefois, la composante M_2 domine largement toutes les autres composantes de la marée. Les marées dans l'estuaire moyen sont du type semi-diurne (deux oscillations quotidiennes du niveau d'eau) et leur amplitude suit une variation bihebdomadaire (cycle de mortes-eaux* et de vives-eaux*). Mais en raison de la diminution à la fois de la profondeur et de la largeur de l'estuaire moyen, la marée est retardée, déformée et amplifiée lors de sa progression vers l'amont (Godin, 1979). Par exemple, le marnage* moyen passe de 3 m à Pointe-au-Père (estuaire maritime) à 4,6 m à Saint-François, sur la pointe est de l'île d'Orléans. L'amplitude de la marée diminue ensuite en amont de l'île d'Orléans, alors qu'elle est de 4,1 m en moyenne à Québec. Durant les grandes marées, le marnage atteint des valeurs maximales d'environ 5,5 m à Gros-Cacouna, 6,3 m à Saint-Jean-Port-Joli, 6,6 m à Saint-François et 5,8 m à Québec (Ministère des Pêches et des Océans (MPO, 1997b). La municipalité de Saint-François (île d'Orléans) est, avec celle de Saint-Joseph-de-la-Rive en face de l'île aux Coudres (Figure 3), l'endroit du Saint-Laurent où l'on observe les plus fortes marées. De plus, la marée progresse plus librement dans le chenal du Nord que dans le chenal du Sud et par conséquent les marées hautes et basses sur la rive nord se produisent environ une heure plus tôt que sur la rive sud (d'Anglejan, 1981).

Les courants engendrés par la marée sont très intenses dans l'ensemble du secteur; ils dépassent généralement $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à toutes les profondeurs et atteignent des valeurs maximales en surface, dans les goulots d'étranglement des chenaux comme la Traverse du Nord ($4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ lors

des marées moyennes), le passage de l'île aux Coudres ($2,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) et les environs de l'île Rouge (autour de $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$).

2.2.3 Conditions atmosphériques

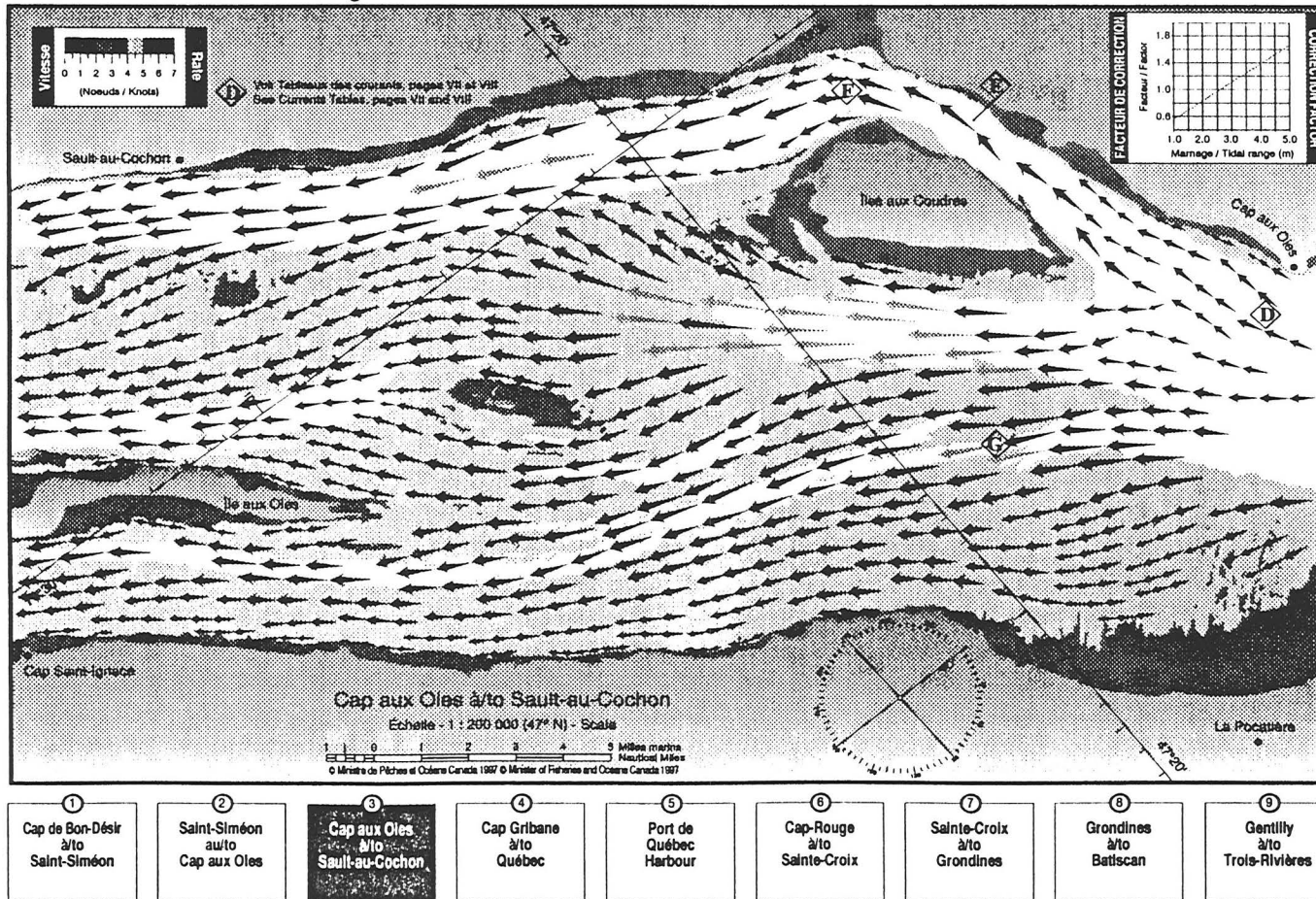
Quelques données sur les températures et les précipitations relevées dans l'estuaire moyen sont rassemblées au tableau 1. On constate que les conditions climatiques sont relativement homogènes dans tout le secteur d'étude. La température annuelle moyenne de l'air se situe entre $2,5$ et $5,0 \text{ }^\circ\text{C}$ (Proulx *et al.*, 1987). La température mensuelle moyenne se situe sous le point de congélation de l'eau douce ($0 \text{ }^\circ\text{C}$) cinq mois par an (de novembre à mars inclusivement) et atteint son maximum, environ $17,5 \text{ }^\circ\text{C}$, en juillet.

Les vents dominants dans le secteur soufflent dans l'axe longitudinal de l'estuaire moyen, c'est-à-dire NE-SO. Les vents du nord-est sont plus fréquents au printemps alors que ceux du sud-ouest le sont en été et au début de l'automne (Vigeant, 1984). Les vents de plus de $30 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$ sont rares en été mais soufflent entre 10 et 16 jours par mois de novembre à mai (Sérodes *et al.*, 1983; Troude *et al.*, 1983).

0 à **1** heure après la pleine mer à Pointe-au-Père
to hour after high water at Pointe-au-Père

Heure de passage
Transit time _____

31



Source: Atlas des courants de marées, MPO (1997b)

Figure 3 Courants de marées entre le cap aux Oies et Sault-au-Cochon, une heure après la pleine mer à Pointe-au-Père (estuaire maritime)

Tableau 1
Conditions climatiques (température et précipitations) à trois stations
météorologiques de l'estuaire moyen du Saint-Laurent

Stations	Température moyenne de l'air (°C)		Jours sans gel	Précipitations totales ^a	
	janvier	juillet		nombre moyen de jours	moyenne annuelle (cm) ^b
Québec	-11,6	17,3	137	163	89,8
Baie-Saint-Paul	-13,2	16,8	119	149	107,2
Rivière-du-Loup	-12,1	19,7	126	155	102,4

Source : Données des stations météorologiques d'Environnement Canada

a les précipitations totales comprennent la pluie et la neige (avec le facteur de conversion suivant : 10 cm de neige équivalant approximativement à 1 cm de pluie).

b moyenne calculée sur la période 1951-1980.

2.2.4 Circulation des masses d'eau

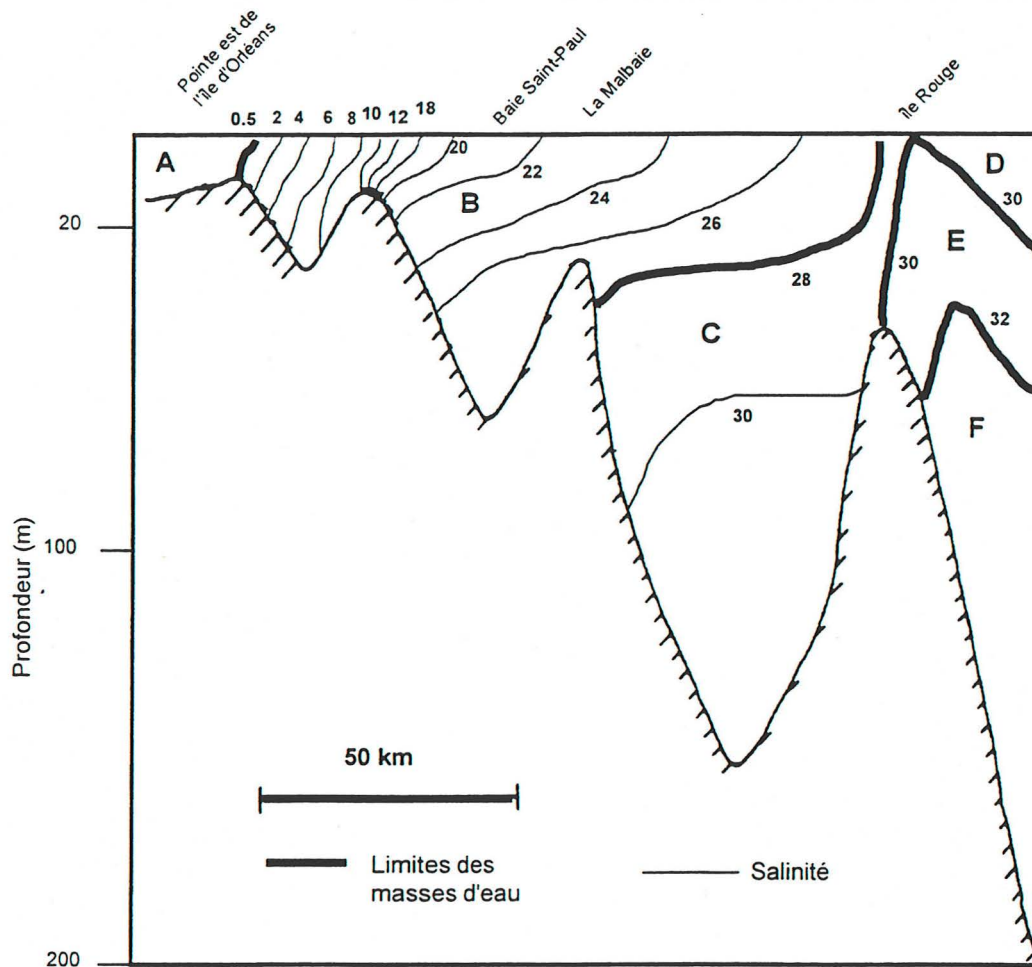
En été, on retrouve deux masses d'eau distinctes dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent (masses d'eaux identifiées B et C sur la figure 4) : 1) les eaux marines côtières (salinité > 28), froides (2 - 5 °C), retrouvées à plus de 20 - 30 m de profondeur dans les chenaux de la partie aval du secteur; 2) les eaux saumâtres (salinité de 0,3 à 28) et de température intermédiaire (5 à 20 °C) formées par le mélange des eaux marines avec les eaux douces (salinité < 0,3) et chaudes (> 20 °C) provenant de l'estuaire fluvial. Ces eaux saumâtres occupent toute la partie amont et la couche superficielle de la partie aval de l'estuaire moyen.

La circulation nette (ou résiduelle) correspond au déplacement moyen des masses d'eau après un cycle complet de marée, c'est-à-dire après avoir éliminé le déplacement dû au va-et-vient des marées. Cette circulation nette est dominée par le débit d'eau douce qui s'écoule vers l'aval. Lucotte (1989) estime que le temps de résidence de l'eau douce dans le secteur est de 10 à 20 jours. Cependant, les eaux douces du fleuve, en se mélangeant progressivement avec les eaux salées, entraînent avec elles un volume quatre fois plus important d'eaux salées vers l'estuaire maritime, soit environ $61\ 000\ \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ d'eaux saumâtres au niveau de l'île Rouge (Lucotte, 1989).

Cette sortie d'eau salée en surface est compensée par un contre-courant provenant de l'estuaire maritime qui remonte en profondeur l'estuaire moyen jusqu'à la limite de pénétration des eaux salées, près de l'île d'Orléans (Figure 5).

Sous l'effet de la force de Coriolis*, le transport vers l'aval des eaux saumâtres de surface se fait surtout dans le chenal du Sud et le transport vers l'amont des eaux marines en profondeur se fait principalement dans le chenal du Nord. On retrouve donc dans la partie amont de l'estuaire moyen un transport net transversal de la rive nord vers la rive sud. On assiste aussi à un transport inverse, de la rive sud vers la rive nord, au large de Kamouraska. Une partie des eaux de l'estuaire moyen est donc recyclée à l'intérieur du système par cette circulation cyclonique* (d'Anglejan, 1981).

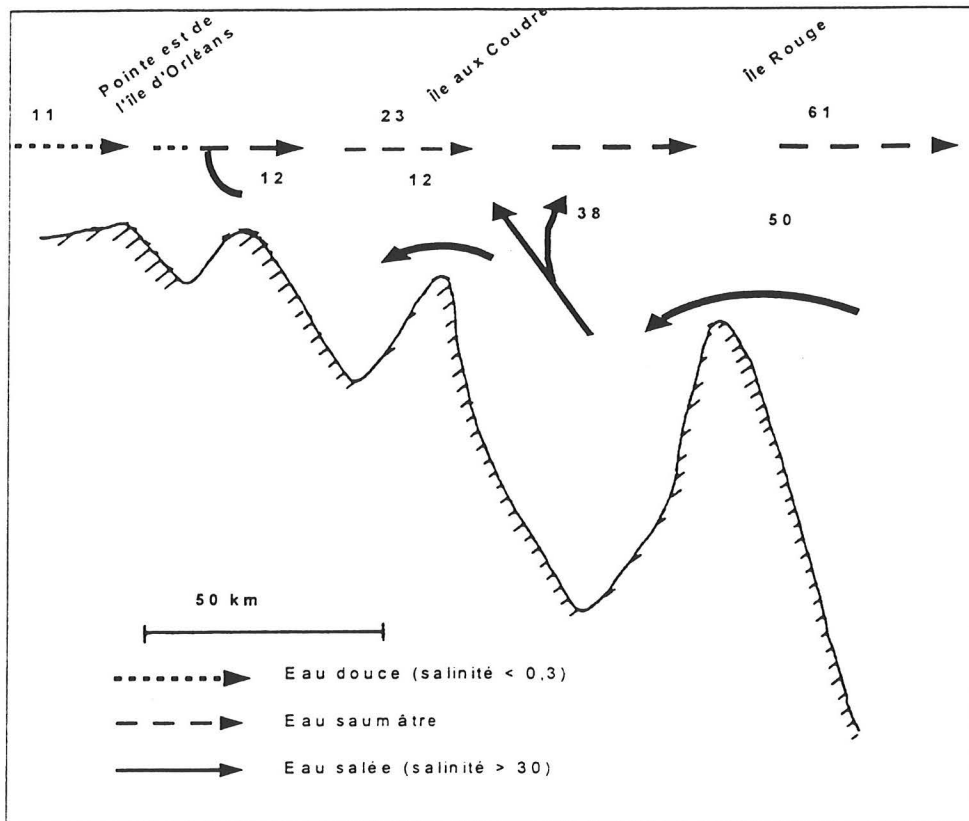
La circulation des masses d'eaux à la frontière entre l'estuaire moyen et l'estuaire maritime est très complexe (Reid, 1977). Dans la zone de l'île Rouge, on assiste pendant le flot* à d'importantes remontées vers la surface des eaux de la couche intermédiaire froide du golfe du Saint-Laurent; des eaux très froides ($< 2\text{ }^{\circ}\text{C}$) et salées (> 32) se mélangent fortement avec les eaux saumâtres qui sortent de l'estuaire moyen et du fjord du Saguenay et replongent en partie de l'autre côté du seuil, vers l'amont, pour former les eaux profondes de l'estuaire moyen (Figures 4 et 5).



Secteur	Masse d'eau	Température	Salinité
Estuaire fluvial	A Eaux douces	> 20	< 0,3
Estuaire moyen	B Eaux saumâtres	5 à 20	0,3 à 28
	C Eaux marines	2 à 5	28 à 31
Estuaire maritime	D Couche superficielle	-1 à 16	27 à 32
	E Couche intermédiaire glaciale	-1 à 2	32-33
	F Couche profonde	2 à 6	33 à 35

Source : Adapté de Greisman et Ingram (1977)

Figure 4 Répartition des masses d'eau et distribution verticale de la salinité dans l'estuaire du Saint-Laurent en été (coupe longitudinale dans le chenal du Nord).



Source : Adapté de Lucotte (1989)

Figure 5 Représentation schématique du transport des masses d'eau (en milliers de $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et de la circulation nette dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent.

2.2.5 Variabilité spatiale et temporelle de la température et de la salinité

Sur le plan physico-chimique, l'estuaire moyen peut être subdivisé en deux zones distinctes : 1) l'estuaire bien mélangé qui débute en aval de l'estuaire fluvial, à la limite de pénétration des eaux salées, et qui s'étend de l'île d'Orléans à l'île aux Coudres; 2) l'estuaire partiellement mélangé, entre l'île aux Coudres et l'île Rouge, en aval de laquelle commence l'estuaire maritime (Figure 4). Les frontières entre ces zones sont généralement bien délimitées, mais elles se déplacent en fonction de la marée et du débit du fleuve.

Durant l'été, la limite de pénétration des eaux salées correspond à un front oblique, par rapport à l'axe longitudinal de l'estuaire, qui traverse l'estuaire approximativement entre

Beaupré et Montmagny. Cette limite se déplace de plusieurs dizaines de kilomètres avec le va-et-vient journalier des marées. Elle dépend aussi de l'amplitude de la marée, atteignant sa position maximale en amont 3 ou 4 jours avant les marées de vives-eaux (Deschênes et Sérodes, 1985). Lors de la crue printanière, la limite des eaux salées se déplace vers l'aval entre l'île d'Orléans et l'île aux Coudres (d'Anglejan, 1981; Krank, 1979) alors qu'en période d'étiage hivernal, elle se déplace vers Québec (Neu, 1970).

Le cycle des marées a aussi pour effet de déplacer longitudinalement les masses d'eau de 12 à 20 km entre l'étale de marée haute et l'étale de marée basse ce qui occasionne une grande variabilité des conditions physico-chimiques auxquelles sont soumis les organismes benthiques. Cette variabilité temporelle est plus prononcée dans la partie amont de l'estuaire moyen en raison de la présence d'un fort gradient longitudinal de température et de salinité.

Entre l'île d'Orléans et l'île aux Coudres, la grande amplitude des marées provoque le mélange intensif des eaux douces et des eaux marines sur toute la profondeur de l'estuaire (estuaire bien mélangé). Cette zone est caractérisée par une quasi-homogénéité verticale (Figure 4) et par un gradient horizontal très prononcé des conditions physico-chimiques (Figure 6). Un front permanent de température et de salinité marque l'extrémité aval de l'estuaire bien mélangé. En été, ce front traverse l'estuaire entre l'extrémité ouest de l'île aux Coudres et la pointe aux Orignaux alors qu'on le retrouve entre 30 et 40 km plus en aval lors de la crue printanière (d'Anglejan, 1981).

Entre l'île aux Coudres et l'île Rouge, la grande profondeur de l'estuaire fait que les marées ne mélangent que les trente premiers mètres de la colonne d'eau (estuaire partiellement mélangé). Cette zone est donc caractérisée par une stratification verticale de la température et de la salinité (Figure 4), qui est toutefois moins importante que dans l'estuaire maritime. Un gradient horizontal est également observé mais il est beaucoup moins prononcé que dans la partie amont de l'estuaire (Figure 6). Un deuxième front quasi-permanent dans les environs de l'île Rouge marque la frontière entre les eaux de surface de l'estuaire moyen et la remontée d'eaux profondes de l'estuaire maritime (Ingram, 1976).

En hiver, en raison du refroidissement atmosphérique et de la diminution du débit du Saint-Laurent, la salinité augmente et la température des eaux de surface devient uniforme et

inférieure à $-0,5\text{ °C}$ dans l'ensemble de l'estuaire moyen, tandis que les eaux profondes sont moins froides ($1\text{ à }2,5\text{ °C}$) (Neu, 1970).

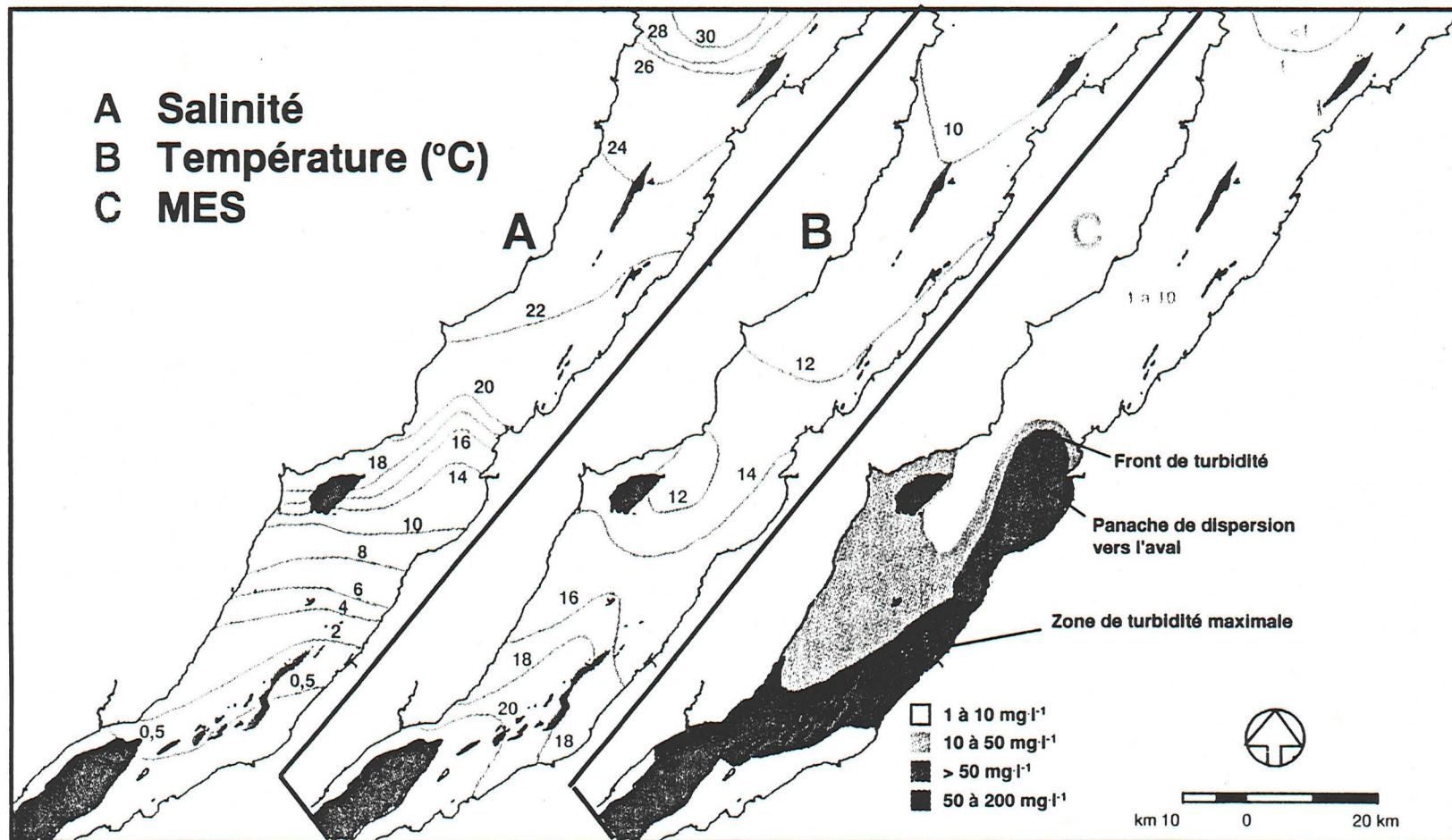
2.2.6 Glaces

L'englacement de l'estuaire moyen débute en décembre en amont et progresse vers l'aval. Les glaces apparaissent sur la rive sud environ deux semaines plus tôt que sur la rive nord.

En période hivernale (janvier, février et mars), on retrouve trois principaux types de glace :

- 1) glace de haut-estran (ou pied de glace) qui est fixée à la partie supérieure de l'estran et qui ne se déplace pas avec les marées et fond sur place au printemps;
- 2) glace de bas-estran, qui est une extension vers le large du pied de glace formée par le soudage progressif à la rive des glaces dérivantes, peut atteindre plusieurs kilomètres de large dans les grandes baies, se déplace verticalement avec les marées et est arrachée au printemps;
- 3) glace de dérive, constituée des radeaux de glace arrachés au littoral, est souvent déportée vers la rive sud sous l'effet des vents d'ouest dominants et de la circulation de l'eau dans ce secteur.

Le déglacement de l'estuaire moyen se produit à partir de la fin du mois de mars, surtout lors des grandes marées et progresse de l'aval vers l'amont. Les battures du cap Tourmente par exemple ne se déglacent habituellement qu'entre la première et la troisième semaine d'avril. La rive nord se déglace généralement deux semaines avant la rive sud.



Sources : Adapté de Lavoie et Beaulieu (1971), Bousfield *et al.* (1975), Greisman et Ingram (1977), Gagnon *et al.* (1983) et Fortier et Gagné (1990) pour la salinité; adapté de Vigeant (1984) pour la température; adapté de Soucy *et al.* (1976) et d'Anglejan (1981) pour la MES.

Figure 6 Distribution estivale de la salinité, de la température et de la concentration des matières en suspension (MES) dans les eaux de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.

2.2.7 Vagues

En général, les vagues ne sont jamais très élevées dans l'estuaire moyen et peu de travaux ont étudié la hauteur et la fréquence des vagues dans ce tronçon du Saint-Laurent. La hauteur des vagues atteint un maximum en décembre, avant la formation des glaces, et un minimum en août. Durant l'hiver, le couvert de glaces empêche la formation de vagues comme cela est observé également dans l'estuaire maritime. La hauteur des vagues est maximale dans la partie aval de l'estuaire moyen où le pourcentage des vagues de plus de 2 m de hauteur peut atteindre 5 p. 100 en décembre (Vigeant, 1984). En remontant l'estuaire du Saint-Laurent, la hauteur des vagues diminue car le fetch*, la zone d'eau libre sur laquelle le vent souffle et soulève les vagues, est lui-même de plus en plus étroit. Les vagues les plus hautes sont donc engendrées par les vents de secteurs NE et SO, orientés dans le sens longitudinal de l'estuaire.

2.3 Sels nutritifs

Les éléments nutritifs dissous dans la colonne d'eau font partie des principaux facteurs environnementaux qui contrôlent la biomasse et le taux de croissance phytoplanctoniques (Therriault *et al.*, 1990). En particulier, la concentration, la biodisponibilité et le comportement des nitrates, des phosphates et des silicates sont des paramètres dont la connaissance est essentielle pour bien comprendre et même prévoir le développement du phytoplancton (voir le rapport : *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques de l'estuaire moyen*).

Le tableau 2 synthétise les données disponibles sur les sels nutritifs dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Les données rapportées par Yeats (1990a) lors de deux campagnes d'échantillonnages en mai et en septembre 1974 sont les plus complètes et permettent de voir le patron de distribution des éléments nutritifs dans la colonne d'eau de l'estuaire moyen (Figure 7). Les silicates, qui sont des éléments essentiels dans la croissance des diatomées, montrent un fort gradient horizontal au printemps, avec des concentrations élevées dans l'estuaire fluvial et à l'extrémité amont de l'estuaire moyen, qui décroissent régulièrement vers l'aval. La relation linéaire entre la salinité et les silicates (Subramanian et d'Anglejan, 1976;

Yeats, 1990a) indique que le mélange est simple, de type conservatif sur l'ensemble du secteur, c'est-à-dire qu'il augmente de façon linéaire avec la salinité, incluant la zone de turbidité maximale*. En fin d'été, le gradient horizontal des silicates est beaucoup moins prononcé qu'au printemps, avec des concentrations nettement plus faibles et plus homogènes dans les eaux de surface (autour de 17 μM), (Yeats, 1990a).

Tableau 2
Concentrations et comportement des éléments nutritifs
dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent

<i>Éléments</i>	<i>Date</i>	<i>Étendue des concentrations (μM)</i>	<i>Comportement en zone de mélange</i>	<i>Référence</i>
Silicates	juillet 1974	9-26	conservatif ^a	Subramanian et d'Anglejan (1976)
	mai 1974	17-38	conservatif	Yeats (1988a)
	sept. 1974	17-20	constant ^b	Yeats (1988a)
Nitrates	mai 1974	15-19	apport / production	Yeats (1988a)
	sept. 1974	9-16	léger apport	Yeats (1988a)
	juin 1975	8-13	légère perte	Greisman et Ingram (1977)
Phosphates	mai 1974	0,7-1,5	léger apport	Yeats (1988a)
	sept. 1974	0,6-1,6	léger apport	Yeats (1988a)

Source : Adapté de Yeats (1990a)

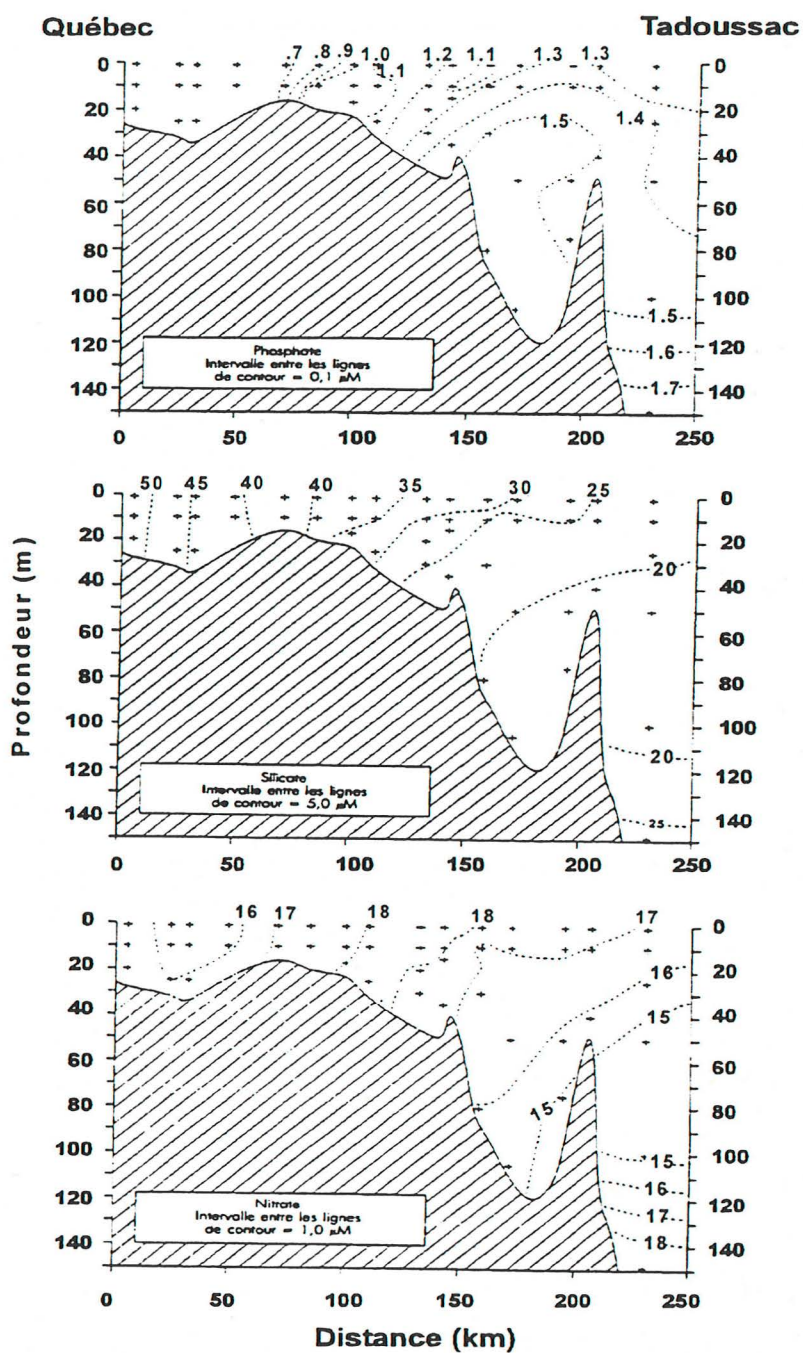
a Comportement conservatif : dont la concentration augmente de façon linéaire avec la salinité

b Comportement constant : dont la concentration ne varie pas, peu importe la salinité

Contrairement aux silicates, les concentrations en nitrates mesurées en mai (Figure 7) montraient des valeurs légèrement plus élevées dans la partie aval de la zone de turbidité maximale. La concentration maximale en nitrates était alors associée à des valeurs moyennes de la salinité d'environ 5 à 20 (Yeats, 1990a). Ce type de relation non linéaire avec un traceur de mélange comme la salinité indique une certaine production locale de nitrates dans l'estuaire moyen. Toutefois, il s'agit là d'une tendance qui semble saisonnière puisqu'en septembre, avec

la diminution des teneurs en nitrates, ce maximum local n'était plus aussi nettement observé (Yeats, 1990a). Il se peut aussi que la distribution des nitrates dans l'estuaire moyen subisse une forte variabilité interannuelle, car les données collectées par Greisman et Ingram (1977) en juin de l'année suivante indiquaient au contraire une légère perte dans le bilan des nitrates. Il faut noter que les nitrates peuvent devenir localement, et dans certaines conditions, le facteur limitant la biomasse phytoplanctonique dans l'estuaire du Saint-Laurent (Levasseur et Therriault, 1987).

Les phosphates montraient dans l'estuaire moyen un patron de distribution sensiblement identique en mai et en septembre (Figure 7). Contrairement à ce qui est observé avec les nitrates et les silicates, les concentrations en phosphates les plus élevées sont mesurées dans la partie aval et dans les eaux profondes de l'estuaire moyen, ainsi qu'en aval du seuil de l'île Rouge. Cela indique que cet élément nutritif est associé aux eaux marines profondes provenant du chenal Laurentien. Dans l'estuaire moyen, le bilan des phosphates est légèrement positif et en plus de l'origine marine, il est possible aussi que les sédiments soient la source principale du phosphate supplémentaire (Yeats, 1990a).



Source : Adapté de Yeats (1990a)

Figure 7 Distribution des éléments nutritifs dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en mai 1974.

2.4 Sédimentologie

2.4.1 Bilan sédimentaire

Une des principales caractéristiques de l'estuaire moyen du Saint-Laurent est la présence de matières en suspension (MES) qui sont transportées par les masses d'eaux, déposées sur le fond ou remises en suspension selon les conditions ambiantes. Le transport et le dépôt des sédiments dans un système hydrologique dynamique comme l'estuaire du Saint-Laurent est un phénomène complexe qui fait intervenir la vitesse des courants et la taille des particules en suspension. La floculation* des particules en suspension, qui est un phénomène plus spécifique aux systèmes estuariens, peut aussi interférer dans le processus de sédimentation*. Généralement, la vitesse de sédimentation augmente avec la taille des particules. De plus, lorsque la vitesse du courant augmente, des particules de plus en plus grosses sont transportées par la masse d'eau en mouvement. Par exemple pour un courant de $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, des particules de quelques millimètres (sable et graviers) peuvent être transportées en suspension dans l'eau. Pour des vitesses beaucoup plus faibles ($< 1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) seules les particules très fines (limon, argile) seront remises en suspension dans l'eau et il y aura sédimentation des particules plus grosses. La vitesse d'érosion du fond sera donc plus ou moins grande selon les conditions hydrodynamiques locales.

De plus, une bonne connaissance de l'origine, de la composition et du transport des MES est essentielle dans l'étude de la contamination de l'eau et des sédiments, ainsi que de certains organismes marins, puisque les particules en suspension représentent un vecteur important dans la distribution des contaminants en milieux fluviaux et estuariens (Allan *et al.*, 1990; Kennish, 1992).

Les sédiments récents en suspension dans la colonne d'eau et sur le fond de l'estuaire moyen peuvent avoir six origines différentes : 1) la matière en suspension (MES) transportées par le Saint-Laurent et les affluents de l'estuaire moyen; 2) le charriage* sur le fond du fleuve et des rivières; 3) les retombées atmosphériques; 4) l'érosion des rives et du fond de l'estuaire moyen; 5) les MES transportées par les eaux marines; 6) la production biologique locale.

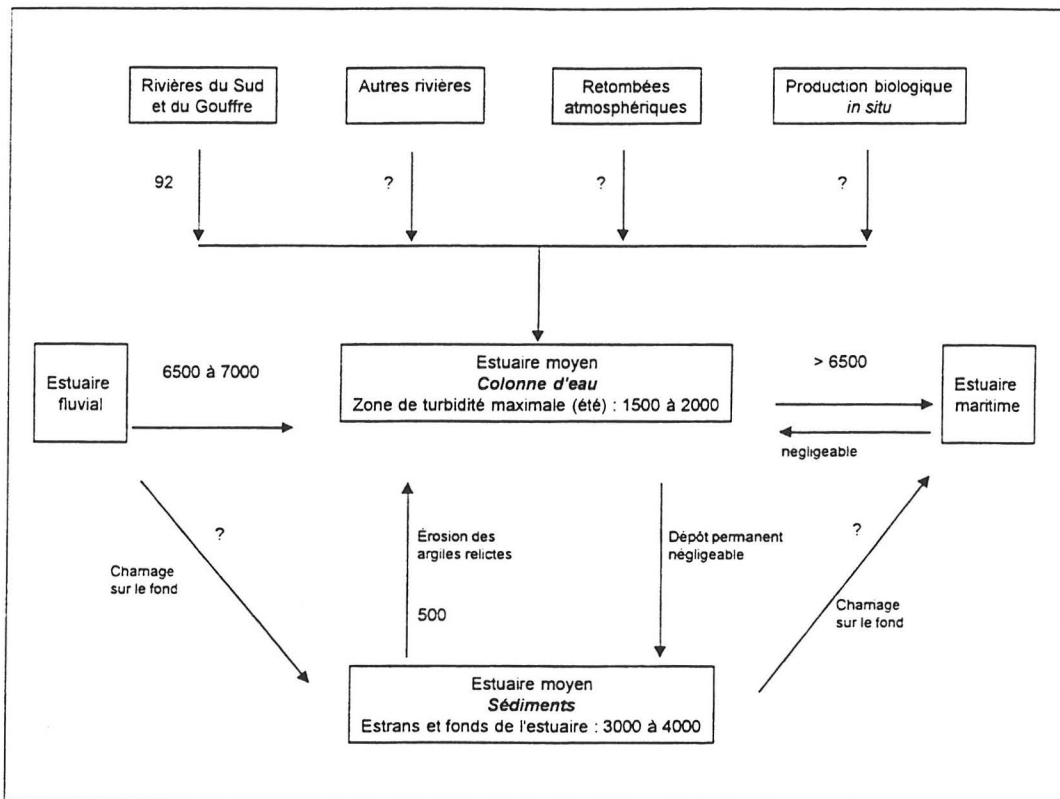
Le fleuve Saint-Laurent est de loin la principale source de sédiments récents pour l'estuaire. Milliman et Meade (1983) ont estimé la charge de sédiments fins en suspension

exportée annuellement par le fleuve Saint-Laurent à 3,6 millions de tonnes. Des évaluations plus récentes font état de valeurs plus fortes d'environ 6,5 à 7 millions $t \cdot a^{-1}$, auxquelles il faut ajouter une charge inconnue de sédiments plus grossiers (sable) transportés par charriage sur le fond (Frenette *et al.*, 1989; Barbeau *et al.*, 1993). Même si cette quantité paraît importante, elle est toutefois très faible relativement à la grandeur du système hydrographique du Saint-Laurent. À titre de comparaison, la charge de matières solides transportées par le Mississippi est d'environ 300 millions $t \cdot a^{-1}$ pour des caractéristiques hydrologiques (longueur, bassin versant et débit) d'à peine le double de celles du Saint-Laurent (Centre Saint-Laurent, 1991). Il est intéressant de remarquer que les apports fluviaux des MES ne sont pas réguliers et sont liés en grande partie aux variations saisonnières et au débit. À l'entrée de l'estuaire, les concentrations maximales en MES sont observées en avril et dans une moindre mesure en novembre, tandis que les charges minimales sont mesurées durant l'hiver. On estime ainsi que de 50 à 70 p. 100 des MES entrent dans l'estuaire lors de la crue printanière (Centreau, 1976; Barbeau *et al.*, 1993).

L'importance des autres sources de MES n'a pas été déterminée avec précision sauf pour la rivière du Sud, sur la rive sud, et la rivière du Gouffre, sur la rive nord, dont les charges annuelles en MES s'élèvent respectivement à 52 000 t et 40 000 t (Frenette *et al.*, 1989). D'autre part, d'Anglejan (1990) estime que l'érosion des argiles relictées sur le fond de l'estuaire pourrait ajouter jusqu'à 500 000 $t \cdot a^{-1}$ de MES supplémentaires.

En été, 3 à 4 millions de tonnes de MES se déposent temporairement sur les estrans de la partie amont et le long de la rive sud de l'estuaire moyen alors que 1,5 à 2 millions de tonnes sont maintenues en suspension dans une zone de rétention située dans la partie amont de l'estuaire moyen (Sérodes, 1980; Lucotte, 1989; d'Anglejan, 1990). L'ensemble des sédiments déposés sur les estrans est remis en suspension par l'érosion des vagues, des glaces et des courants puis est expulsé de l'estuaire moyen avant la crue printanière suivante. Il ne semble donc pas y avoir d'accumulation importante de sédiments à long terme dans l'estuaire moyen. Cela vient essentiellement du fait que les matières en suspension provenant du bassin hydrographique du Saint-Laurent sont déposés en grande partie dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent où il y a plusieurs zones qui agissent comme des pièges à sédiments. D'ailleurs, le bilan des apports et des pertes dans l'estuaire moyen s'équilibre à peu près sur une année complète.

Toutefois, il manque encore certaines données sur les apports en MES pour pouvoir établir un bilan sédimentologique précis de l'estuaire moyen; la figure 8 donne une idée approximative de ce bilan en faisant état des connaissances et des lacunes dans ce domaine.



Sources : Adapté de Frenette *et al.* (1989); Lucotte (1989); d'Anglejan (1990) et Barbeau *et al.* (1993)

Figure 8 Flux annuel de la matière en suspension (MES) dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en été. Ce bilan identifie les connaissances (valeurs exprimées en milliers de tonnes par année) et les données manquantes (?) sur les charges en MES.

2.4.2 Distribution et caractéristiques de la matière en suspension

La matière en suspension transportée par le fleuve est constituée à 10 p. 100 de matière organique (Pocklington et Tan, 1987). Au printemps et en automne, cette matière organique est d'origine terrestre, provenant essentiellement des végétaux ligneux, alors qu'en été, une partie importante de la matière organique est produite *in situ* par les organismes aquatiques.

À la hauteur de Québec, les particules en suspension sont relativement fines, d'environ 5 à 7 μm de diamètre (Kranck, 1979; Yeats, 1990a). Au contact avec les eaux saumâtres de l'estuaire moyen, ces particules flocculent et leur diamètre augmente à 10 - 20 μm . Les particules organiques sont plus sensibles au phénomène de floculation et par conséquent ont tendance à sédimenter plus rapidement. La circulation nette en deux couches qui caractérise l'estuaire moyen favorise la rétention des particules flocculées près de la limite de pénétration des eaux salées. La rétention serait aussi favorisée par l'asymétrie des marées. En effet, les courants de flot étant plus intenses que ceux de jusant* dans cette partie de l'estuaire, les particules qui se déposent sur le fond durant les étales* de la marée sont plus facilement remises en suspension lors des marées montantes que lors des marées descendantes. Ce phénomène expliquerait pourquoi la zone de rétention de la MES ne coïncide pas toujours avec la limite de pénétration des eaux salées, mais est parfois observée un peu en amont de celle-ci. (Yeats, 1990a; d'Anglejan, 1981).

La rétention de la MES à la tête de l'estuaire moyen se reflète par une augmentation très importante de la turbidité de l'eau. En été, la zone de turbidité maximale s'étend en travers de l'estuaire entre Saint-Joachim et Cap-Saint-Ignace et les îles aux Grues et aux Oies (Figure 6c). Cette zone se déplace le long de l'axe longitudinal de l'estuaire moyen en fonction du débit du fleuve. En période de crue, son centre se déplace de la pointe est de l'île d'Orléans vers l'aval, entre l'île aux Oies et l'île aux Coudres (Krank, 1979; d'Anglejan, 1981). Cette zone est caractérisée par des concentrations en MES supérieures à $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en surface et dépassant $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ près du fond (d'Anglejan, 1981; Laprise et Dodson, 1989). Des valeurs extrêmes de $400 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ont été rapportées à l'extrémité amont du chenal du Nord, tandis que des concentrations très fortes ont aussi été mesurées aux abords immédiats de l'île aux Grues et de l'île aux Oies, dans de faibles profondeurs d'eau (Siron *et al.*, 1991). La circulation nette de l'eau dans l'estuaire moyen a pour effet d'entraîner une partie de la MES vers l'aval, le long de la rive sud. On observe donc un panache de MES dans ce secteur, la zone de turbidité maximale s'étendant entre l'île aux Oies et la pointe aux Orignaux avec des concentrations encore relativement fortes, autour de $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en surface et en profondeur (Figure 6c). Le transport des

particules vers l'aval dans le chenal du Sud est favorisé par la topographie de ce chenal peu profond qui permet la remise en suspension des sédiments lors du jusant (d'Anglejan, 1981).

Au niveau de la pointe aux Orignaux, le front de température et de salinité coïncide avec un front de turbidité (Figure 6). Sur une distance de quelques centaines de mètres, la concentration en MES passe en effet de 50 à moins de 10 mg·l⁻¹. Ce front est renforcé par des quantités importantes de particules provenant de la baie Sainte-Anne, où on retrouve localement une zone de turbidité associée à la rivière Ouelle (d'Anglejan, 1981). En aval du front de turbidité, la concentration en MES ne dépasse pas 10 mg·l⁻¹ et les particules transportées sont surtout de la matière inorganique de petite taille (environ 4 µm) qui n'a pas été retenue dans la zone de turbidité maximale (Yeats, 1990b). Plus en aval, on retrouve un autre front de turbidité entre les eaux saumâtres qui sortent de l'estuaire moyen et la remontée d'eaux profondes provenant de l'estuaire maritime. Au niveau de ce front, les concentrations en MES sont inférieures à 1 mg·l⁻¹ (Ingram, 1976; d'Anglejan, 1981).

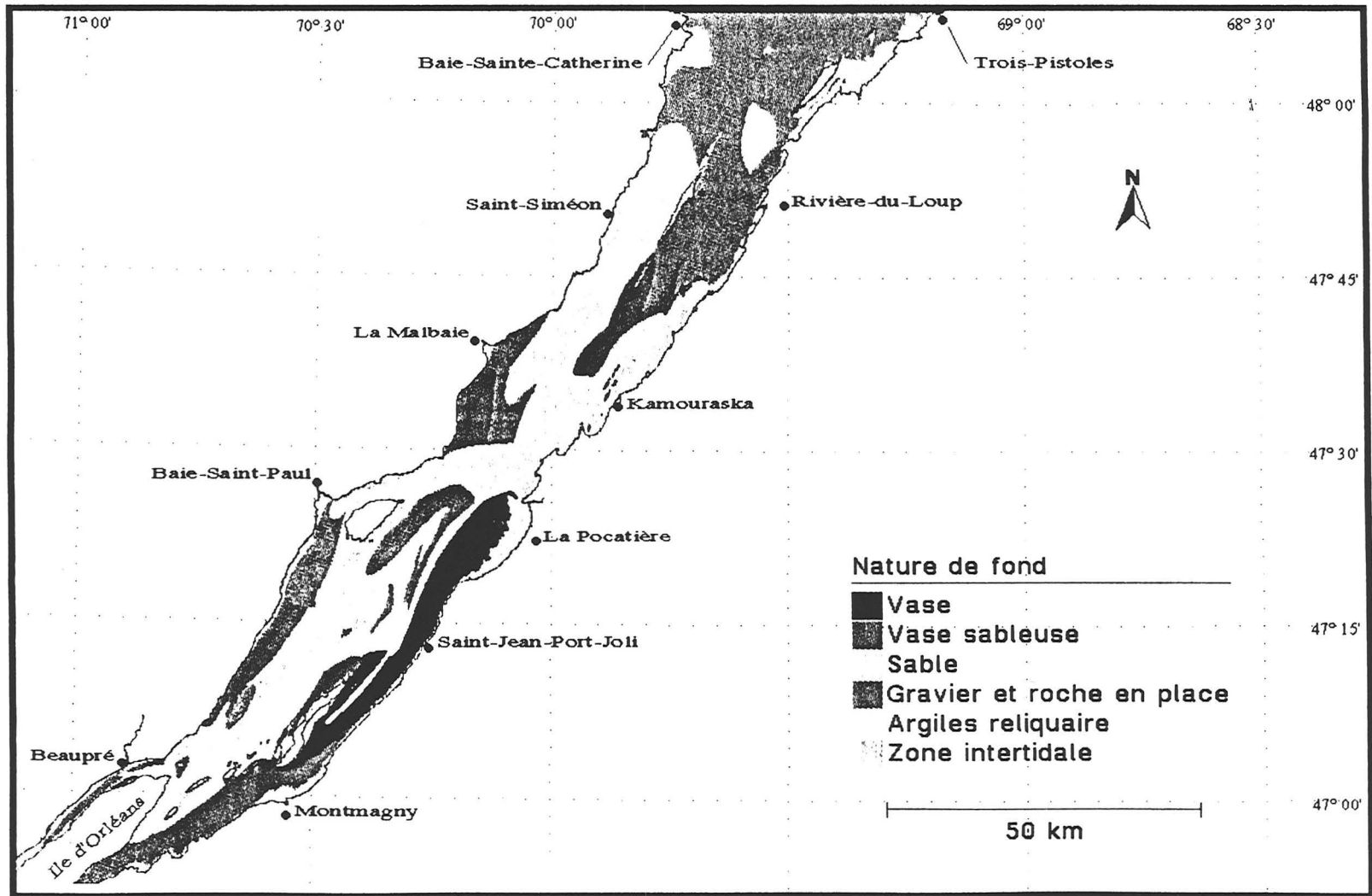
2.4.3 Distribution et caractéristiques des sédiments sur le fond

En raison de l'intensité des courants de marée, les fonds de l'estuaire moyen constituent des milieux de déposition - resuspension, ce qui engendre des dépôts temporaires de sédiments fins. Sous la ligne des basses mers, les sédiments sont surtout constitués de sable et de gravier d'origine fluvio-glaciaire et d'argile dure et compactée d'origine glacio-marine (Figure 9). Les sédiments récents ne recouvrent qu'environ 10 p. 100 du fond (d'Anglejan, 1990). Les fonds de gravier et d'argile compactée sont localisés dans les zones où les courants sont les plus intenses : dans le fond du chenal du Sud et de la Traverse du Milieu et dans les seuils du chenal du Nord (Figure 9). Dans le fond du chenal du Nord et sur les plates-formes situées au centre de l'estuaire, au-dessus du gravier ou de l'argile compactée, on retrouve des dunes (d'Anglejan, 1971; Monahan, 1976). Ces sédiments sableux proviennent en partie du sable transporté en suspension dans l'eau du Saint-Laurent et qui se dépose dans la partie amont de l'estuaire moyen où les courants de marée sont moins intenses. Ce sable provient aussi du charriage sur le fond du fleuve et de l'érosion des rives et du fond de l'estuaire. Les sédiments les plus fins (limon et argile) se déposent temporairement sur le fond du chenal de l'île d'Orléans,

dans la partie amont des chenaux du Nord et du Sud ainsi que sur la plate-forme littorale le long de la rive sud entre Montmagny et la pointe aux Orignaux (Figure 9). Ces dépôts temporaires sont en grande partie remis en suspension lors de la crue printanière (d'Anglejan, 1981; Lucotte et d'Anglejan, 1986).

Au-dessus de la ligne des basses mers, les estrans de la région de Saint-Joachim, des îles aux Grues et aux Oies et des anses de la rive sud sont recouverts d'une couche de sédiments fins, riches en matière organique. Le taux de sédimentation diminue de l'amont vers l'aval et est généralement maximal sur la partie de l'estran situé juste au-dessus du niveau moyen de la mer (Sérodès, 1980; Sérodès *et al.*, 1983; Troude *et al.*, 1983). Sur les estrans situés dans la zone de turbidité maximale (Saint-Joachim, île aux Grues, île aux Oies, Cap-Saint-Ignace), la couche de sédiments fins peut atteindre 20 à 30 cm d'épaisseur à la fin de l'été alors que plus en aval le long de la rive sud, elle ne dépasse généralement pas 10 cm d'épaisseur (Sérodès, 1980; Sérodès et Troude, 1984). Ces sédiments fins sont complètement érodés par les courants, les vagues, les glaces et lors de la crue printanière. De plus, cette érosion est favorisée par le broutage intensif de la végétation des marais, en particulier le Scirpe d'Amérique (*Scirpus americanus*), par la Grande Oie des neiges, lors de ses haltes migratoires en automne et au printemps. Au printemps, plusieurs centaines de milliers d'oies envahissent les battures de l'estuaire moyen (cap Tourmente, île aux Grues, île aux Oies) et leur présence interfère activement dans le cycle de dépôt - resuspension de ces milieux car la végétation, en absence de broutage, augmente le taux de sédimentation et contribue à maintenir en place le substrat meuble sur les estrans (Troude *et al.*, 1983; Sérodès et Troude, 1984).

Les estrans de la rive nord, en aval du cap Tourmente, sont surtout rocheux. Dans les anses et les rentrants ainsi que dans les régions de Petite-Rivière-Saint-François et de Baie-Sainte-Catherine, ils sont recouverts d'un mélange de vase, de sable, de gravier et de blocs glaciels avec, à la limite des basses mers, un cordon discontinu de gravier sableux, de bancs* de sable et de blocs rocheux (Dryade, 1980; Dionne, 1996; Dionne et Poitras, 1996).



Source : MPO (1996)

Figure 9 Distribution des sédiments de surface dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent.

CHAPITRE 3 **Sources de contamination**

Les contaminants présents dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent proviennent de différentes sources. En tant que sources locales, les effluents municipaux et industriels et les activités reliées au transport maritime et au dragage contribuent à la contamination de l'eau et des sédiments de l'estuaire moyen. De façon plus diffuse, le fleuve et l'estuaire maritime du Saint-Laurent, les tributaires, les lieux riverains contaminés et les retombées atmosphériques représentent d'autres sources de contamination. Contrairement à d'autres secteurs le long du Saint-Laurent fluvial et marin, on ne retrouve pas de zones très industrialisées, même si quelques entreprises situées de part et d'autre de l'estuaire moyen ont été ciblées par le PRRI et SLV 2000 afin de diminuer la toxicité des effluents rejetés dans l'eau et l'atmosphère.

3.1 Rejets municipaux

En février 1998, près de 58 p. 100 de la population riveraine de l'estuaire moyen voyait leurs eaux usées traitées par des systèmes d'assainissement. Dans la plupart des cas, on retrouve des stations d'épuration de type « étangs aérés », où les matières organiques contenues dans les eaux usées sont dégradées par une activité bactérienne aérobie. Beaucoup de municipalités n'ont pas de systèmes d'assainissement, mais les eaux usées domestiques sont généralement acheminées vers des fosses septiques individuelles ou vers un réseau pluvial, quoiqu'il puisse arriver qu'elles soient rejetées directement dans l'estuaire moyen ou dans l'un de ses tributaires et ce, sans aucun traitement.

3.1.1 Rive sud

Parmi les municipalités de la rive sud, les stations de Cap-Saint-Ignace, L'Islet, Saint-Jean-Port-Joli, Montmagny, Kamouraska, La Pocatière, Saint-Patrice-de-la-Rivière-du-Loup, Rivière-du-Loup et Saint-Georges-de-Cacouna sont opérantes à l'heure actuelle. À

l'exception de celle de Saint-Patrice-de-la-Rivière-du-Loup, où on retrouve une fosse septique avec traitement biologique, et de Saint-Georges-de-Cacouna qui possède un système par boues activées, toutes les autres sont de type « étangs aérés » (Tableau 3).

L'usine d'épuration de La Pocatière respectait les exigences de rejets en 1995, alors que les charges de DBO₅ et de matière en suspension (MES) rejetées étaient respectivement de 44,9 et de 49,7 kg·j⁻¹. Cette station a aussi reçu un avis de conformité de la part du ministère des Affaires municipales (MAM). La station de Montmagny est celle qui rejette les charges quotidiennes les plus élevées dans l'estuaire moyen, soit 77,3 kg·j⁻¹ pour la DBO₅ et 98,8 kg·j⁻¹ de MES (Tableau 4). Cette station reçoit, outre les eaux usées des résidents, celles de plusieurs institutions et commerces, ainsi que les eaux de procédé et/ou de refroidissement de plusieurs industries importantes (Inglis, Consoltex et Montel). La station de Montmagny a reçu un avis de conformité de la part du MAM. Tout comme celles de La Pocatière et de Montmagny, la station de Cap-Saint-Ignace respectait les normes exigées. La station de Saint-Georges-de-Cacouna n'ayant pas été construite dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) ou du Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM), les caractéristiques ne sont pas disponibles au MAM et ne sont donc pas décrites au tableau 4.

3.1.2 Rive nord

Sur la rive nord, on retrouve des stations d'épuration à Baie-Saint-Paul, La Malbaie – Pointe-au-Pic, Les Éboulements et Saint-Siméon. Seule la station de La Malbaie – Pointe-au-Pic effectuera un traitement physico-chimique des eaux usées, alors que les autres sont de type « étangs aérés » (Tableau 3). À Saint-Joachim, les eaux usées de cette municipalité doivent être acheminées à la station de Beaupré en 1998, station située à la limite aval de la ZIP 14 – Québec-Lévis.

Tableau 3
Bilan de l'assainissement municipal des eaux usées des municipalités
riveraines de l'estuaire moyen du Saint-Laurent

<i>Station d'épuration¹</i>	<i>Date de mise en service (an.mois)²</i>	<i>Type de station³</i>	<i>Population desservie par la station (% de la pop. tot.)⁴</i>	<i>Point de rejet⁵</i>
RIVE SUD				
Cap-Saint-Ignace	94.08	EA	1 518 (51)	Rivière du Sud
L'Islet ⁶	97.09	EA	2 318 (58)	Estuaire moyen
Montmagny	91.07	EA	10 732 (91)	Rivière du Sud
Saint-Jean-Port-Joli	94.10	EA	2 487 (73)	Estuaire moyen
Kamouraska	96.11	EA	478 (61)	Estuaire moyen
La Pocatière	91.12	EA	4 925 (100)	Rivière Saint-Jean et Rivière Ouelle
Saint-Patrice-de-la-Rivière-du-Loup	99.03p	FS	60	Estuaire moyen
Rivière-du-Loup ⁷	97.11	EA	15 358 (100)	Rivière du Loup
Saint-Georges-de-Cacouna ⁸	86.--	BA	nd	nd
RIVE NORD				
La Malbaie – Pointe-au-Pic ⁹	98.12 p	PC	7 308 (100)	Rivière Malbaie
Les Éboulements	94.12	EA	748 (73)	Ruisseau des Gravel
Saint-Siméon (Paroisse et village)	96.11	EA	1 650 (100% V et 25% P)	Estuaire moyen
Baie-Saint-Paul ¹⁰	89.10	EA	5 064 (68)	Rivière du Gouffre
Saint-Joachim ¹¹	97.12	PC	1380 (89)	Rivière Sainte-Anne-du-Nord

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

- 1 À l'exception de Saint-Georges-de-Cacouna, seules les municipalités ayant signées au 96.12.31, une entente de principe dans le cadre du PAEQ et du PADEM sont incluses.
 - 2 Les stations dont la mise en service est prévue en 1998 ou 1999 sont désignées par la lettre « p » (projetée).
 - 3 EA : étangs aérés; BA : boues activées; PC : physico-chimique; FS : fosse septique avec traitement biologique.
 - 4 Population dont les eaux usées sont ou seront acheminées à l'usine d'épuration selon les critères de conception. La population totale correspond à celle estimée au 31 décembre 1994 selon le Répertoire des municipalités du Québec.
 - 5 Lieu de déversement (actuel ou projeté) de l'effluent de la station d'épuration.
 - 6 Cette station desservira également l'Islet-sur-Mer et Saint-Eugène.
 - 7 Cette station desservira également une partie de Saint-Patrice-de-la-Rivière-du-Loup.
 - 8 Une station de type "boues activées" est fonctionnelle depuis 1986 mais n'a pas été construite dans le cadre du PAEQ ou du PADEM.
 - 9 Cette station desservira également Pointe-au-Pic, Cap-à-l'Aigle et Rivière-Malbaie (en partie)
 - 10 Cette station dessert également Rivière-du-Gouffre et Baie-Saint-Paul Paroisse.
 - 11 Cette municipalité achemine ses eaux usées à la station d'épuration de Beaupré.
- nd : non disponible

Tableau 4
Évaluation du rendement des ouvrages municipaux d'assainissement et estimations
des charges annuelles moyennes en DBO₅, en MES et du nombre de coliformes fécaux
rejetés dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en 1995

Station d'épuration ¹	Capacité de traitement (m ³ ·j ⁻¹)	Note environnementale ² (%)		DBO ₅		MES		Coliformes fécaux ³
		Station	Réseau	kg·j ⁻¹	Rendement (%)	kg·j ⁻¹	Rendement (%)	N/100 ml
RIVE SUD								
Montmagny ⁴	11 186	95	96	77,3	84	98,8	86	120
Cap-Saint-Ignace	1 500	100	99	17,4	82	17,4	83	564
Saint-Jean-Port-Joli	2 495	100	99	20,7	88	21,6	92	98
La Pocatière ⁴	6 682	95	99	44,9	88	49,7	86	21
RIVE NORD								
Les Éboulements	354	100	100	6,1	77	8,7	68	600
Baie-Saint-Paul ⁴	4 493	98	100	73,6	86	72,4	88	35

Sources : Dossiers de la Direction de l'assainissement urbain, Ministère des Affaires municipales.

- 1 Seules les données pour les stations mises en opération avant décembre 1995 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 établi selon la performance de la station d'épuration et de l'ensemble du réseau (ouvrages de surverse).
- 3 Moyenne géométrique de l'ensemble des lectures.
- 4 Avis de conformité délivré au 95.09.29 pour Montmagny, au 93.11.19 pour Baie-Saint-Paul et au 94.08.12 pour La Pocatière.

3.2 Rejets industriels

Les effluents de toutes les industries sises le long de l'estuaire moyen ou de ses tributaires ne sont pas caractérisés de façon détaillée. Ainsi, seulement quatre entreprises industrielles ont été ciblées par le plan Saint-Laurent Vision 2000 (Tableau 5). Il existe des caractérisations exhaustives des effluents pour ces quatre établissements, soit les papetières F.F. Soucy de Rivière-du-Loup, Pâte Mohawk Itée de Saint-Antonin et Produits forestiers Donohue inc. de Clermont, ainsi que l'usine de câbles métalliques BICC Phillips Inc. de Rivière-Malbaie.

Tableau 5
Établissements industriels visés par le plan d'action SLV 2000 et répertoriés
le long des rives de l'estuaire moyen du Saint-Laurent et de ses tributaires

<i>Municipalité</i>	<i>Établissement industriel</i>	<i>Produits</i>	<i>Points de rejet</i>
RIVE SUD			
Rivière-du-Loup	F.F. Soucy Inc. (SLV 2000, n° 40)	Papier journal	Rivière du Loup
Saint-Antonin	Pâte Mohawk ltée ¹ (SLV 2000, n° 90)	Pâte mécanique	Rivière du Loup
RIVE NORD			
Clermont	Produits forestiers Donohue inc. (SLV 2000, n° 39)	Papier journal	Rivière Malbaie
Rivière-Malbaie	BICC Philipps Inc. (SLV 2000 n° 51)	Câbles d'acier et d'aluminium	Rivière Malbaie

Sources : Intervention SLV 2000 (1996)

1 Connu antérieurement sous le nom de Compagnie de pâte à papier St-Raymond ltée.

Lors de la caractérisation SLV 2000, deux indicateurs de la charge et du potentiel toxique des effluents industriels ont été utilisés. Ce sont les indices Chimiotox (Annexe 2) et BEEP (Annexe 3).

L'indice Chimiotox prend en considération la toxicité relative de substances spécifiques pour la santé humaine, la vie aquatique et la faune terrestre et tient compte de la charge à la sortie de l'effluent final. Cet indice attribue un rang à chaque établissement industriel visé par le plan d'action Saint-Laurent (PASL) en fonction de la charge toxique potentielle qu'il déverse dans le milieu récepteur. Il permet également d'estimer les diminutions des rejets liquides suite aux mesures d'assainissement mises en place depuis le début du PASL en 1988 ou les diminutions prévues afin de répondre à l'objectif de réduction de 90 p. 100 des rejets toxiques des 56 nouveaux établissements prioritaires visés par le plan d'action SLV 2000. L'indice ne prend toutefois pas en considération la capacité du milieu à recevoir les rejets. Comme on ne peut actuellement viser le rejet « 0 » pour toutes les entreprises, le MEF calcule à cette fin des objectifs environnementaux de rejets tenant compte des seuils de toxicité pour chaque contaminant, selon la qualité du milieu récepteur. Les objectifs sont calculés pour les entreprises décrites dans ce rapport, mais ne seront pas présentés.

L'indicateur BEEP (barème d'effets écotoxiques potentiels) mesure la toxicité du mélange de contaminants dans les effluents pour la vie aquatique à partir des résultats d'une batterie de bioessais. Le BEEP permet de comparer les usines en fonction du potentiel toxique de leurs rejets.

3.2.1 Rive sud

La compagnie **F.F. Soucy Inc.** est une usine de pâtes et papiers située à Rivière-du-Loup. Elle a été ciblée comme étant une usine prioritaire du PASL, et fait partie des 106 usines prioritaires de la seconde phase du plan d'action (SLV 2000, Fiche 40). L'usine fabrique du papier journal selon un procédé thermomécanique à partir de billes et de copeaux de bois. Après tamisage et nettoyage, le procédé de blanchiment de la pâte utilise l'hydrosulfite de sodium pour produire du papier journal; à l'occasion, le peroxyde d'hydrogène est utilisé dans le blanchiment. De $234\,000\text{ tm}\cdot\text{a}^{-1}$ qu'elle était en 1993, la capacité nominale de production est passée à $253\,000\text{ tm}\cdot\text{a}^{-1}$ en 1994. En 1995, l'établissement comptait 264 employés et fonctionnait à 85 p. 100 de sa capacité de production.

L'usine F.F. Soucy inc. est située sur la rive gauche de la rivière du Loup, à environ 6,5 km du Saint-Laurent. L'effluent de l'usine est rejeté dans la rivière. Jusqu'en 1991, toutes les eaux usées subissaient un traitement primaire, par sédimentation dans un décanteur, à l'exception des eaux usées domestiques qui étaient dirigées vers le réseau d'égout public de Rivière-du-Loup; à noter que la ville ne possédait pas de station d'épuration jusqu'en 1997. Les boues primaires étaient essorées à l'aide d'une presse à bande et brûlées dans une chaudière (Lavallée, 1991).

Entre 1991 et 1994, l'usine F.F. Soucy Inc. a implanté un programme de réduction et de recirculation des eaux de procédé. La quantité d'eau consommée a ainsi pu être réduite de $23,8\text{ m}^3\cdot\text{tm}^{-1}$ à $21,9\text{ m}^3\cdot\text{tm}^{-1}$. Un système de traitement secondaire, constitué d'un bassin de boues activées et d'un décanteur secondaire, a aussi été construit en 1994. Ce système de traitement a été inauguré en septembre 1995 et permet à l'établissement de répondre aux nouvelles normes en vigueur depuis le 30 septembre 1995 concernant le *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers* de la *Loi sur les pêches*. Finalement, des investissements additionnels ont été réalisés en

1995 pour l'installation d'un séchoir à résidus et d'un épurateur humide pour la revalorisation des boues, en conformité avec la réglementation provinciale.

Les charges en DBO₅ et en MES déversées dans la rivière du Loup au cours des trois derniers mois de 1995 ont été estimées à 457 kg·j⁻¹ et 755 kg·j⁻¹ respectivement (Tableau 6), ce qui représentent une diminution de 95 p. 100, pour la DBO₅, et de 77 p. 100, pour les MES par rapport à 1988. Ces réductions s'expliquent en grande partie par la mise en opération du système de traitement secondaire depuis septembre 1995.

Tableau 6
Débit, matières en suspensions (MES) et DBO₅ rejetés par
F.F. Soucy Inc. dans la rivière du Loup

<i>Paramètre</i>	<i>1988</i>	<i>1989</i>	<i>1990</i>	<i>1991</i>	<i>1993</i>	<i>1995^a</i>
Débit (m ³ /d)	18 721	21 109	19 780	17 748	13 103	14 957
MES (kg/d)	3 332	3 998	3 344	3 331	3 042	755
DBO ₅ (kg/d)	9 677	9 998	8 917	8 438	7 983	457

Sources : Données de l'industrie selon les rapports annuels de conformité (Bouchard, 1993; MEF, 1994) et la mise à jour du dossier industriel (fiche n° 40) de décembre 1995.

a Données de la compagnie (octobre à décembre 1995) après la mise en service du traitement secondaire.

Lors de la caractérisation réalisée en avril 1990, les principales substances toxiques retrouvées dans l'effluent étaient les acides résineux (248,8 kg·j⁻¹) et gras (93,3 kg·j⁻¹), le manganèse (28,8 kg·j⁻¹), le phosphore total (15,4 kg·j⁻¹), le fer (6,2 kg·j⁻¹) et le zinc (5,1 kg·j⁻¹) (Tableau 7). Les acides gras et résineux et les métaux lourds représentaient respectivement 80 p. 100 et 11 p. 100 de la valeur de l'indice Chimiotox à cette date. L'indice BEEP avait une valeur de 5,7. Selon les données de la compagnie pour la période d'octobre à décembre 1995 et en se basant sur un débit de 16 561 m³·j⁻¹, la mise en service du système de traitement secondaire a permis une réduction de l'indice Chimiotox de 99 p. 100 (Tableau 7). En 1995, le zinc était prépondérant dans les eaux traitées, représentant 49 p. 100 de la valeur de l'indice Chimiotox; le cuivre était second avec 32 p. 100, suivi de l'acide stéarique, avec 21 p. 100. Ces pourcentages

sont cependant surestimés, car la deuxième caractérisation ne couvrait pas tous les contaminants analysés lors de la première caractérisation. Alors que les bioessais réalisés en 1990 sur la Truite arc-en-ciel et les daphnies montraient une toxicité des effluents (Lavallée, 1991), la mise en place des nouvelles mesures d'assainissement a permis de rendre les rejets non toxiques pour ces organismes en 1995. De plus, aucun des onze toxiques persistants et biocumulatifs (BPC, DDT, dieldrine, toxaphène, dioxine, furane, mirex, mercure, plomb, benzo(a)pyrène et hexachlorobenzène) n'a été détecté dans l'effluent en 1995.

Tableau 7
Estimations des charges toxiques déversées par F.F. Soucy Inc.
entre 1988 et 1995 dans la rivière du Loup

<i>Paramètres</i>	<i>Charges (kg·j⁻¹)</i>	
	<i>1988-1994^a</i>	<i>1995^b</i>
Substances inorganiques toxiques		
<i>Métaux</i>		
Chrome total	2,60	
Cuivre total	0,29	0,05
Zinc total	5,10	3,70
Fer total	6,21	
Manganèse total	28,76	
<i>Autres</i>		
Azote ammoniacal	0,68	
Phosphore total	15,41	
Substances organiques toxiques		
<i>Acides gras</i>		
Acide linoléique	48,95	
Acide oléique	23,0	
Acide stéarique	2,66	0,77
Acide linoléique	2,49	
Acide dichlorostéarique	16,24	
<i>Acides résineux</i>		
Acide abiétique	44,33	
Acide chlorodéhydroabiétique	0,13	
Acide déhydroabiétique	74,91	
Acide isopimarique	36,18	
Acide néoabiétique	14,16	
Acide palustrique	58,79	
Acide pimarique	5,29	
Acide sandaracopimarique	15,15	
HAP		
Naphtalène	0,02	

Paramètres	Charges (kg·j ⁻¹)	
	1988-1994 ^a	1995 ^b
<i>Phénols non chlorés</i>		
Crésols (o, m et p)	0,16	
Guaïacol	0,63	
Phénol	0,14	
Indice Chimiotox (unités Chimiotox par jour)	13 638	72^c

Sources : Legault et Villeneuve (1993); Intervention SLV 2000 (1996)

a Extrapolation basée sur la caractérisation PASL de 1990.

b Données de la compagnie (octobre à décembre 1995) pour un débit moyen de 16 561 m³·j⁻¹.

c Correspond à une réduction de 99 p. 100 depuis 1988.

Pâte Mohawk ltée de Saint-Antonin (Intervention SLV 2000, fiche 90) fabrique de la pâte mécanique au moyen de défibreurs à meules. Les billes de bois résineux sont trempées, écorcées, tronçonnées, puis mises en pâte. La pâte est épaissie et mise en ballots avant d'être comprimée dans des presses hydrauliques. L'usine possède une capacité nominale de production de 50 000 tm·a⁻¹. En 1995, le taux d'utilisation de la capacité de production atteignait 15 p. 100 et l'usine employait 50 personnes (Intervention SLV 2000, 1996).

L'usine de Pâte Mohawk ltée ne possède pas de système de traitement des eaux usées industrielles. Les eaux de procédés séjournent dans un bassin d'accumulation d'eau blanche avant d'être rejetées dans la rivière du Loup, à une vingtaine de kilomètres de son embouchure du Saint-Laurent. L'établissement a procédé, en 1995, à la mise en place de filtres et a initié la recirculation d'une partie des eaux de procédé. Ces mesures d'assainissement ont permis de réduire le débit moyen de l'effluent de 64 p. 100, les charges en DBO₅ de 76 p. 100 et la MES de 87 p. 100. La mise en place de systèmes de recirculation et d'assainissement a permis d'obtenir les réductions observées. Selon les données de la compagnie pour le mois de novembre 1995, les charges déversées à la rivière du Loup étaient de 283 kg·d⁻¹ de MES et de 142 kg·d⁻¹ de DBO₅ (Tableau 8). L'entreprise envisage la mise en place d'un système de traitement secondaire afin de répondre aux nouvelles normes du règlement provincial en vigueur depuis le 30 septembre

1995. En 1995, Pâte Mohawk ltée a aménagé un système destiné à l'épuration des eaux usées domestiques.

Les principales substances toxiques retrouvées dans l'effluent lors de la caractérisation du PRRI réalisée en 1994 étaient les acides résineux ($8,54 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$), les huiles et graisses minérales ($7,10 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$), le fer ($3,86 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$), le manganèse ($1,88 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$), l'azote ammoniacal ($1,80 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$) et les acides gras ($0,78 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$) (Tableau 9). L'indice Chimiotox calculé à partir des valeurs de la caractérisation de 1994, pour un débit de $6\,853 \text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$, atteignait 1 341. Les huiles et graisses représentaient 53 p. 100 de la valeur de l'indice. Aucun des onze toxiques persistants et biocumulatifs n'a été détecté dans l'effluent de la compagnie lors de cette caractérisation. Le bioessai réalisé sur la Truite arc-en-ciel en novembre 1995 a toutefois révélé une faible toxicité de l'effluent final.

Tableau 8
Débit, matières en suspension (MES) et DBO₅ déversés par Pâte Mohawk ltée dans la rivière du Loup

<i>Paramètre</i>	<i>1993</i>	<i>1995^a</i>
Débit ($\text{m}^3\cdot\text{j}^{-1}$)	4 752	1 709
MES ($\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$)	2 101	283
DBO ₅ ($\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$)	583	142

Source : Intervention SLV 2000 (1996)

a Selon les données de la compagnie pour le mois de décembre 1995.

Tableau 9
Charges toxiques déversées par Pâte Mohawk ltée dans la rivière du Loup en 1994

<i>Paramètres</i>	<i>Charge (kg·j⁻¹)</i>
Substances inorganiques toxiques	
<i>Métaux</i>	
Arsenic total	0,004
Zinc total	0,137
Fer total	3,859
Manganèse total	1,875
<i>Autres</i>	
Azote ammoniacal	1,801
Substances organiques toxiques	
<i>Acides gras</i>	
Acide linoléique	0,736
Acide oléique	0,534
Acide stéarique	0,040
Acide linoléique	0,041
<i>Acides résineux</i>	
Acide abiétique	4,042
Acide chlorodéhydroabiétique	0,028
Acide déhydroabiétique	2,659
Acide isopimarique	0,614
Acide néoabiétique	0,262
Acide palustrique	0,224
Acide pimarique	0,144
Acide sandaracopimarique	0,387
Acide palmitique	0,167
Acide lévopimarique	0,181
<i>Composés organiques volatiles non halogénés</i>	
Acétone	0,576
<i>Huiles et graisses</i>	
Huiles et graisses minérales	7,105
<i>Phénols non chlorés</i>	
Crésols (<i>o, m et p</i>)	0,008
Guaiacol	0,011
Indice Chimiotox (Unités Chimiotox par jour)	1341

Source : Intervention SLV 2000 (1996)

3.2.2 Rive nord

L'entreprise **Produits forestiers Donohue inc.** de Clermont (SLV 2000, fiche 39) fabrique du papier journal entièrement à partir de pâte thermomécanique. Le flottage du bois sur la rivière Malbaie de même que l'écorçage des rondins par voie humide ont cessé respectivement en 1985 et en 1993. Les copeaux de bois sont tamisés, lavés et dirigés vers quatre unités de raffinage sous pression où ils sont mis en pâte. Depuis janvier 1993, une pâte désencrée achetée à l'extérieur est utilisée dans la fabrication du papier dans une proportion de 0 à 25 p. 100. La pâte obtenue est nettoyée à l'aide de tamis pressurisés et de nettoyeurs centrifuges, puis épaissie et entreposée dans quatre réservoirs. La pâte est blanchie à l'hydrosulfite de sodium. Le papier est séché et enveloppé, puis entreposé ou expédié par camion, train ou bateau. L'usine fabriquait en moyenne $848 \text{ t}\cdot\text{j}^{-1}$ (1994) de papier journal au cours d'une opération annuelle de 360 jours.

Toutes les eaux de procédé sont canalisées et acheminées vers un décanteur permettant un traitement primaire des eaux usées par sédimentation. Depuis 1995, l'eau clarifiée du décanteur est acheminée vers un traitement par boues activées composé d'un bassin d'aération, d'un décanteur secondaire et d'un bassin d'urgence. Les surplus d'eau non polluée provenant des machines à papier sont mélangés avec l'eau clarifiée à la sortie du décanteur. Les eaux usées traitées sont rejetées dans la rivière Malbaie, à environ 10 km en amont de sa confluence avec l'estuaire du Saint-Laurent.

La compagnie a aussi implanté une chaudière à lit fluidisé pour brûler les boues primaires et secondaires. Les cendres générées par l'incinération de ces boues sont disposées à un site d'enfouissement sanitaire situé à Clermont. Enfin, les eaux usées domestiques sont pompées vers le réseau d'égout public de Clermont et traitées par les étangs aérés de cette municipalité.

Les premières mesures d'assainissement adoptées par l'entreprise en 1990 (réduction des prélèvements d'eau fraîche, recyclage d'eau blanche et séparation des eaux non polluées) ont permis de réduire le débit de l'effluent ainsi que les charges en MES et en DBO_5 rejetées dans la rivière Malbaie (Tableau 10). L'abandon de l'écorçage des billes de bois en 1993 de même que la mise en service du traitement secondaire en août 1995 font en sorte que les rejets à la rivière Malbaie par la fabrique n'étaient que de $2\,104 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ de MES et de $982 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ de DBO_5 pour les

trois derniers mois de 1995. Ces charges représentent une réduction de 77 p. 100 des MES et de 96 p. 100 de la DBO₅ relativement à ce qui était déversé en 1988. Les mesures d'assainissement adoptées depuis 1990 permettent à l'usine de rencontrer les nouvelles normes prescrites par le *Règlement sur les fabriques des pâtes et papiers*.

Tableau 10
Débit, matières en suspension (MES) et DBO₅ rejetés par Produits forestiers
Donohue Inc. dans la rivière Malbaie

<i>Paramètre</i>	<i>1988</i>	<i>1989</i>	<i>1990</i>	<i>1991</i>	<i>1993</i>	<i>1995^a</i>
Débit (m ³ ·j ⁻¹)	56 793	58 677	51 258	45 529	38 685	33 665
MES (kg·j ⁻¹)	9 112	9 072	9 507	6 056	5 978	2 104
DBO ₅ (kg·j ⁻¹)	24 574	27 987	28 583	21 342	19 644	982

Sources : Bouchard (1993); MEF (1994); Intervention SLV 2000 (1996).

a Données de la compagnie (octobre à décembre 1995) après la mise en service du traitement secondaire.

Lors de la caractérisation réalisée dans le cadre du PASL, en mai 1990, les principales substances toxiques retrouvées dans l'effluent (Tableau 11) étaient les acides résineux (836 kg·j⁻¹), les acides gras (228 kg·j⁻¹) ainsi que les métaux (218 kg·j⁻¹). Parmi les onze toxiques persistants et biocumulatifs, seuls les HAP ont été détectés dans l'effluent final (0,32 kg·j⁻¹) et ils représentaient 3,4 p. 100 de l'indice Chimiotox global. L'usine se classait alors au 15^e rang du classement Chimiotox des 50 industries PASL avec un indice global évalué à 48 081 unités par jour. La charge toxique de l'effluent final évaluée à l'aide du barème d'effets toxiques potentiels (BEEP) se classait parmi la moitié supérieure des 12 papetières ciblées par le PASL (Annexe 3). Pour le dernier trimestre de 1995, la composition chimique de l'effluent final indique une réduction de 95 p. 100 de la valeur de l'indice Chimiotox relativement à la caractérisation de 1990 (Tableau 11). Aucun toxique persistant et biocumulatif n'a été détecté et l'effluent final est non toxique (bioessai sur la Truite arc-en-ciel) depuis la mise en opération du traitement secondaire en août 1995. À noter que seulement 3 toxiques ont été analysés parmi les

onze toxiques persistants et biocumulatifs, car les autres ne sont pas liés au procédé industriel et ne devraient pas être présents dans l'effluent.

Tableau 11
Estimations des charges toxiques déversées par Produits forestiers Donohue inc.
dans la rivière Malbaie et réduction des rejets entre 1988 et 1995

Paramètres	Charges (kg·j ⁻¹)	
	1988-1994 ^a	1995 ^b
Substances inorganiques toxiques		
<i>Métaux</i>		
Nickel total		0,19
Plomb total		0,67
Zinc total	17,36	2,41
Aluminium total	30,15	5,78
Fer total	23,10	
Manganèse total	147,40	
<i>Autres</i>		
Azote ammoniacal	7,18	
Phosphore total	62,09	
Sulfures	6,69	
Substances organiques toxiques		
<i>Acides gras</i>		
Acide linoléique	139,39	0,10
Acide oléique	78,04	0,07
Acide stéarique	9,63	0,19
Acide dichlorostéarique	1,12	
<i>Acides résineux</i>		
Acide abiétique	195,79	0,84
Acide chlorodéhydroabiétique	1,20	
Acide déhydroabiétique	230,7	0,79
Acide isopimarique	91,32	0,20
Acide néoabiétique	74,94	
Acide palustrique	201,42	0,10
Acide pimarique	30,54	0,08
Acide sandaracopimarique	37,36	0,10
<i>HAP</i>		
Acénaphthylène	0,06	
Benzo(b)fluoranthène	0,03	
Benzo(a)pyrène	0,006	
Chrysène	0,035	
Fluoranthène	0,021	
Fluorène	0,009	
Naphtalène	0,035	
Phénanthrène	0,070	
Pyrène	0,05	

Paramètres	Charges (kg·j ⁻¹)	
	1988-1994 ^a	1995 ^b
<i>Huiles et graisses</i>		
Huiles et graisses minérales	0	18,30
<i>Phénols non chlorés</i>		
Crésols (<i>o, m et p</i>)	2,550	
Diméthyl-2,4 phénol	0,114	
Eugénol	0,487	
Guaïacol	6,045	
Iso-eugénol	0,089	
Phénol	8,887	
Indice Chimiotox (UC/d)	48 081	2 223^c

Sources : Legault et Villeneuve (1993); Intervention SLV 2000 (1996)

a Extrapolation à partir des données de la caractérisation PASL de 1990.

b Résultats mensuels de la compagnie (octobre à décembre 1995) pour un débit de 29 438 m³·j⁻¹.

c Correspond à une réduction de 95,4 p. 100 depuis 1988.

L'entreprise **BICC Phillips inc.** de Rivière-Malbaie (SLV 2000, Fiche 51) fabrique des câbles et des bandes métalliques à partir de tiges d'aluminium et de fils d'acier. Les câbles d'aluminium sont fabriqués au moyen d'une matrice de carbone de tungstène lubrifiée à huile et ils sont nettoyés à l'aide de solvants. La fabrication des bandes d'aluminium se fait par le laminage des tiges d'aluminium avec de l'huile de coupe. La capacité nominale de production est de 16 360 tm·a⁻¹ de câbles et de bandes métalliques. En 1995, le taux d'utilisation de la capacité de production atteignait 70 p. 100 et l'usine comptait 70 employés.

L'effluent de l'usine BICC Phillips Inc. se déverse dans la rivière Malbaie. Les eaux de purge des tours de refroidissement (avec additifs), des échangeurs de chaleur, des bouilloires, de pompage des eaux souterraines et les eaux domestiques sont acheminées dans deux fosses septiques dont l'effluent se déverse dans un fossé puis dans la rivière Malbaie. L'effluent ne contient pas d'eau résiduaire industrielle et les huiles solubles utilisées comme solvant sont recirculées puis éliminées comme déchets dangereux.

De 1993 à 1995, le débit de l'effluent est passé de 54 m³·j⁻¹ à 22,5 m³·j⁻¹, ce qui correspond à une diminution de 59 p. 100 (Tableau 12). Les charges en MES, aluminium, fer et

huiles et graisses rejetées dans la rivière Malbaie ont également été réduites de 98, 100, 55 et 87 p. 100 respectivement (Tableau 12).

Tableau 12
Composition de l'effluent de la compagnie BICC Phillips inc.
rejeté dans la rivière Malbaie

<i>Paramètre</i>	<i>1985</i>	<i>1993^a</i>	<i>1995^b</i>
Débit (m ³ ·j ⁻¹)	143	54	22,5
MES (kg·j ⁻¹)	15,29	5,43	0,13
DBO ₅ (kg·j ⁻¹)	0,81	0,3	0,55
Aluminium total	-	0,1	0,004
Fer total	-	0,02	0,011
Huiles et graisses	-	0,45	0,06

Sources : MEF, Direction régionale de Québec, comm. pers; Intervention SLV 2000 (1996)

a Selon les données de la compagnie.

b Caractérisation SLV 2000 de septembre 1995.

L'étude de la caractérisation menée en 1995 dans le cadre du plan SLV 2000 n'a détecté que neuf substances toxiques dans l'effluent de l'usine BICC Phillips inc. parmi plus de 120 paramètres analysés. L'indice Chimiotox global n'était que de 14 soit un des plus faibles parmi les 106 entreprises visées par SLV 2000. Les huiles et graisses contribuaient pour 50 p. 100 de la charge toxique. Aucun des onze toxiques persistants et biocumulatifs n'a été détecté dans l'effluent final. Les bioessais effectués en 1995 n'ont révélé aucune toxicité de l'effluent.

3.3 Lieux riverains contaminés

Dix lieux riverains contaminés (Tableau 13) ont été répertoriés dans le secteur d'étude à partir des inventaires des gouvernements provincial (Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux – GERLED –, MENVIQ (1991 a,b)) et fédéral (D'Aragon, Desbiens Halde Associés et Roche ltée, 1992). Tous ces sites présentent un risque de

contamination des eaux de surface de l'estuaire moyen ou de l'un de ses tributaires. Seulement trois de ces dix sites sont situés à moins d'un 1 kilomètre de l'estuaire moyen. Chacun des sites et les interventions qui y ont été réalisées afin d'éliminer les contaminants présents ou de prévenir leurs dispersion en milieu aquatique sont décrits dans cette section.

3.3.1 Inventaire provincial des lieux contaminés

Selon l'inventaire GERLED, aucun lieu d'élimination de déchets dangereux n'est présent sur la rive nord de l'estuaire moyen. Sur la rive sud, neuf lieux contaminés ont été répertoriés. La majorité ne présente qu'un faible potentiel de risque pour l'environnement (catégorie III), alors que deux d'entre eux présentent un potentiel de risque moyen (catégorie II).

On classifie les lieux contaminés selon les 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 IIIIR : 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 risque pour l'environnement, mais aucun risque pour la santé publique.

Sites de catégorie II

Les **réservoirs de sédimentation de la Tannerie des Ruisseaux** sont situés à 1,5 km au nord-est de la municipalité de Saint-Pascal et à moins de 75 m du ruisseau Poivrier, tributaire de la rivière Goudron. Deux réservoirs en béton ont été utilisés pour l'entreposage et la décantation des boues produites par cette tannerie jusqu'à sa fermeture en avril 1991. Les eaux

résiduaire des réservoirs étaient canalisées vers une lagune creusée à même le sol et dont l'effluent se déversait directement dans le ruisseau Poivrier. Les boues emmagasinées contiennent des rognures au chrome ainsi que des résidus d'écharnage et d'épilation imprégnés de sulfures. La concentration des composés phénoliques mesurée dans le lixiviat de ces boues était supérieure à la norme de $2,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ fixée par le *Règlement sur les déchets dangereux* (c. Q-2, r.3.01). La santé publique n'est pas menacée par les résidus contaminés. Les risques d'infiltration et de contamination de l'eau souterraine et du ruisseau Poivrier sont cependant présents, d'où la classification de ce site dans la catégorie II.

Un essai pilote de dégradation et de stabilisation des boues a été effectué en 1992 par le propriétaire de la tannerie. Cet essai ne s'est pas avéré concluant et la méthodologie devait être ajustée. Une caractérisation préliminaire du site a été initiée par le promoteur en octobre 1993 mais aucune proposition de caractérisation exhaustive n'a encore été déposée à la direction régionale du MEF. Ce dernier recommande au propriétaire du site de procéder à l'enlèvement et à l'élimination des boues de tanneries accumulées sur le site au cours de l'année 1997.

Tableau 13
Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux dans les municipalités
riveraines de l'estuaire moyen du Saint-Laurent

<i>Localisation</i>	<i>Description du site</i>	<i>Cat.*</i>	<i>Contaminants identifiés lors de la caractérisation</i>	<i>Impacts potentiels</i>	<i>Situation en 1995</i>
Inventaire provincial					
Montmagny	Dépotoir des battures de Montmagny (1945 à 1965)	III	Présence de résidus industriels contenant des métaux lourds et des phénols	Contamination sectorielle de l'estuaire moyen et risque de contamination pour la faune fréquentant ce secteur	Aucun changement
Montmagny	Dépotoir Kirouac de Montmagny (1966 à 1976)	III	Présence de résidus industriels contenant des métaux lourds, des phénols et des déchets domestiques	Contamination sectorielle des eaux de surface et de la rivière Saint-Nicolas	Aucun changement
Saint-Jean-Port-Joli	Dépotoir municipal de Saint-Jean-Port-Joli (1966 à 1983)	III	Présence de boues de décappage et de boues de peintures pouvant contenir des sels métalliques, des pigments, des solvants et des liants	Contamination de la rivière Port-Joli	Aucun changement
Saint-Roch-des-Aulnaies	Terrain de la Tannerie Bouchard	III	Boues de tannage contaminées par du chrome et provenant de la vidange d'un système d'épuration des eaux usées	Contamination potentielle de l'estuaire moyen	Aucune caractérisation ou restauration; les opérations de la Tannerie sont actuellement sous investigation
Saint-Pascal	Lieu de dépôt des matières décantées des tanneries Canadienne et des Ruisseaux	II	Boues de sédimentation contenant des résidus de chrome	Contamination de la nappe d'eau souterraine	Site maintenant classé dans la catégorie "lieu orphelin"
Saint-Pascal	Réservoir de sédimentation de la Tannerie des Ruisseaux	II	Boues de sédimentation contenant des résidus de chrome et de sulfure	Contamination de l'eau souterraine et de la rivière Goudron	Caractérisation préliminaire effectuée en octobre 1993; la proposition de caractérisation exhaustive n'a pas encore été déposée par le propriétaire du site
Saint-Philippe-de-Néri	Lieu d'enfouissement sanitaire de Saint-Philippe-de-Néri.	III	Déchets domestiques ainsi que des boues de tannerie, des résidus liquides de graisses et des peaux avariées.	Contamination d'un tributaire de la rivière Kamouraska	Lieu d'enfouissement sanitaire régi par le <i>Règlement sur les déchets solides</i> .

<i>Localisation</i>	<i>Description du site</i>	<i>Cat. *</i>	<i>Contaminants identifiés lors de la caractérisation</i>	<i>Impacts potentiels</i>	<i>Situation en 1995</i>
			Contamination par le chrome		
Saint-Antonin	Site de dépôt des cendres provenant des bouilloires à écorce de la fabrique F.F. Soucy inc. (1981-1983).	III	Fer et manganèse	Contamination résiduelle des eaux de surface et souterraines	Site restauré en 1991
Saint-Georges-de-Cacouna	Lieu d'enfouissement sanitaire régional de Rivière-du-Loup (1979 à aujourd'hui)	III	Déchets municipaux et industriels dont les cendres de l'usine F.F. Soucy, contaminées par des métaux lourds	Faible contamination de la rivière aux Vases par les eaux de lixiviation	Lieu d'enfouissement sanitaire régi par le <i>Règlement sur les déchets solides</i>
Inventaire fédéral Lieu historique national de la Grosse-Île	Laboratoire d'hygiène vétérinaire de Grosse-Île : lieux d'élimination de déchets et d'épandage de fumiers ainsi que réservoirs souterrains de stockage de produits pétroliers.	C2	Déchets pathogènes et domestiques, hydrocarbures, fumier	Contamination des eaux de surface et souterraine par les bactéries et les hydrocarbures.	

Sources : MENVIQ (1991a, b) et D'Aragon, Desbiens Halde Associés ltée et Roche ltée (1992).

- Catégorie I : Lieu présentant un potentiel de risque pour la santé publique et/ou de risque élevé pour l'environnement.
 Catégorie II : Lieu présentant un potentiel de risque 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.
 Priorité C.2 : Installation reconnue contaminée; interventions recommandées à moyen terme.

Le **lieu de dépôt des matières décantées des tanneries Canadienne et des Ruisseaux** est situé à 3,2 km au sud de Saint-Pascal. Un volume estimé à 2 000 m³ de boues de tannerie a été déposé dans trois lagunes entre 1974 et 1981. Ces boues contenaient des concentrations élevées de chrome. Ce site a été classé dans la catégorie II en raison des risques de contamination des eaux souterraines et de la rivière aux Perles. Il ne représente aucun risque sérieux pour la santé humaine en raison de son éloignement des zones habitées. À la suite d'une enquête et d'un avis juridique, ce lieu a été classé dans la catégorie " lieu orphelin ".

Sites de catégorie III

Le **dépotoir des battures de Montmagny** est situé à 100 m de la ligne des pleines mers supérieures et à 2 km à l'ouest de la baie de Montmagny. Ce dépotoir a été exploité de 1945 à 1965. On y a acheminé des ordures ménagères, ainsi que des déchets industriels contaminés par les métaux lourds et les phénols. L'épaisseur des dépôts est estimée entre 2 et 3 m. Ce lieu a été classé dans la catégorie III en raison de la contamination potentielle de l'estuaire moyen par les déchets industriels. Ce site n'a fait l'objet d'aucune caractérisation et aucune mesure correctrice n'a jusqu'à maintenant été envisagée dans le cadre du programme GERLED. Dans le cadre de l'étude d'impact des ouvrages d'assainissement de la municipalité de Montmagny, la qualité des sédiments de la zone intertidale a été évaluée le long d'un transect positionné dans l'axe de la conduite de l'émissaire des étangs aérés, soit directement vis-à-vis du dépotoir (Enviram Groupe-Conseil inc., 1989). Les en métaux lourds, en BPC et en huiles et graisses ont été mesurées à six stations situées entre 100 et 900 m de la ligne des hautes mers. Les teneurs en chrome, mercure et zinc dépassaient légèrement le critère A de contamination des sols (MENVIQ, 1988) à quatre des six stations visitées. Cette faible contamination suggère que la présence des déchets industriels dans le dépotoir n'entraîne pas une détérioration marquée de la qualité des sédiments de la zone intertidale, tout au moins le long du transect échantillonné.

Un second dépotoir a été exploité entre 1966 et 1976 dans la même municipalité, soit le **dépotoir Kirouac**, pour l'élimination de déchets domestiques et industriels de même nature que ceux acheminés au dépotoir des battures de Montmagny. Ce second dépotoir est situé à 1 km à l'est de la baie de Montmagny entre la route 132 et la rivière Bras Saint-Nicolas. Les métaux

lourds et composés phénoliques contenus dans les déchets industriels peuvent contaminer les eaux de surface de l'estuaire moyen et la rivière Bras Saint-Nicolas. Ce site n'a fait l'objet d'aucune caractérisation et aucune mesure correctrice n'a jusqu'à maintenant été envisagée dans le cadre du programme GERLED.

Le **dépotoir municipal de Saint-Jean-Port-Joli** est situé à 4,5 km à l'est de la municipalité du même nom et à 1,0 km de la rivière Port-Joli. Des déchets domestiques et industriels, composés de boues de décapage et de boues de peinture, ont été acheminés à ce site entre 1966 et 1983. Les contaminants sont des métaux, des solvants et de la peinture. Ce site n'a fait l'objet d'aucune caractérisation et aucune mesure correctrice n'a jusqu'à maintenant été envisagée dans le cadre du programme GERLED.

Le **terrain de la Tannerie Bouchard** est situé à 200 m de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, tout près de l'embouchure de la rivière Ferrée, à 3 km à l'est de Saint-Roch-des-Aulnaies. Ce terrain a été utilisé de 1974 à 1984 pour l'élimination des boues de tannage provenant de la vidange périodique d'un système d'épuration des eaux usées de la tannerie. Ces boues contaminées par du chrome et des composés phénoliques peuvent contaminer les sédiments et les eaux de l'estuaire. Le promoteur a réalisé une étude de caractérisation du terrain délimitant la zone contaminée. Un programme de restauration a également été déposé, mais il ne rencontre pas les exigences du MEF. Le Ministère est d'avis qu'avant de poursuivre l'élaboration des mesures correctrices du terrain contaminé, il est préférable de réduire ou éliminer le rejet de contaminants générés par les opérations de la tannerie (MEF, Service de l'industriel et de l'urbain, Direction régionale Chaudières – Appalaches, comm. pers.).

Le **lieu d'enfouissement sanitaire de Saint-Philippe-de-Néri** est situé à 5,0 km au nord-est de la municipalité du même nom. Outre la présence de déchets domestiques provenant des municipalités environnantes, la Tannerie Bouchard de Saint-Roch-des-Aulnaies y a éliminé des résidus de production entre 1979 et 1983. Ces résidus comprenaient des boues de tannerie, des résidus liquides de graisse et des peaux avariées traitées au chrome. Les analyses effectuées sur ces résidus de peaux, à cette époque, par le Ministère de l'Environnement du Québec (actuellement le MEF) ont montré une très forte toxicité. Les eaux de ruissellement s'écoulent par des canaux de drainage jusque vers des étangs de sédimentation pour ensuite se déverser

dans un ruisseau tributaire de la rivière aux Perles, qui elle-même se jette dans la rivière Kamouraska. Les contaminants présents dans les résidus de tannerie ne menacent pas la santé publique en raison de la faible perméabilité du sous-sol et de la localisation des prises d'eau privées et municipales. Ce lieu fut classé dans la catégorie III compte tenu des risques de contamination des eaux de surface et de la rivière aux Perles. Un système de captage et de traitement des eaux de lixiviation, consistant en un biofiltre et de deux étangs aérés, fonctionne depuis 1990. La municipalité doit modifier ce système pour se conformer aux exigences du *Règlement sur les déchets solides* (c.Q-2, r.14). Ce lieu d'enfouissement sanitaire étant maintenant régi par ce règlement, il sera retiré de la programmation GERLED.

Le lieu de dépôt des cendres de la papetière F.F. Soucy inc. est situé dans une ancienne sablière à 1,2 km au sud-est de l'agglomération de Saint-Antonin. Ce site appartient à la fabrique et a été utilisé de 1981 à 1983 pour le dépôt d'environ 120 000 m³ de cendres éteintes provenant des bouilloires à écorce. Ces cendres contenaient des métaux lourds (cadmium, plomb), certains HAP ainsi que du fer, du manganèse et du magnésium. Une contamination résiduelle en fer et manganèse a été identifiée dans les eaux de surface et souterraines. Ce site présentait un potentiel de risque élevé pour l'environnement (catégorie I) jusqu'à ce que sa restauration soit effectuée en 1991, conformément au certificat d'autorisation émis par le MEF. Un programme de suivi annuel de la qualité des eaux de surface et souterraines est en vigueur depuis cette restauration. Ce site pourrait être exclu de la programmation GERLED, à la demande de la compagnie, qui tente de le faire reconnaître comme un lieu d'enfouissement de déchets de pâtes et papiers plutôt qu'un lieu d'élimination de déchets dangereux.

Le lieu d'enfouissement sanitaire régional de Rivière-du-Loup est situé à Saint-Georges-de-Cacouna à 800 m de la rive de l'estuaire. Ce site est exploité depuis 1979 pour l'enfouissement des déchets domestiques de Rivière-du-Loup et des municipalités avoisinantes. On y achemine aussi les cendres provenant des bouilloires à écorce de la papetière F.F. Soucy. La présence de ces cendres et des métaux qu'elles contiennent pourrait entraîner une faible contamination de la rivière des Vases par les eaux de lixiviation. Ce site est donc classé dans la catégorie III. Un système de captage et de traitement des eaux de lixiviation, consistant en un biofiltre et système d'aération, a été installé conformément au certificat d'autorisation émis par le

MEF. Un programme de surveillance des opérations d'enfouissement et du système de captage et de traitement des eaux de lixiviation est aussi en vigueur. Comme ce site est régi par le *Règlement sur les déchets solides* (c.Q-2, r.14), il sera retiré de la programmation annuelle du GERLED.

3.3.2 Site de propriété fédérale

Les terrains fédéraux reconnus contaminés et ceux 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 (D'Arçon, Desbiens & Associés ltée et Roche ltée, 1992). Les sites de priorité 1 nécessitent des interventions immédiates et ceux de priorité 2, des interventions à moyen terme. Les sites de priorité 3 ne sont pas considérés dangereux et n'ont pas été retenus dans le présent document.

Selon cet inventaire, un seul site contaminé a été répertorié dans le secteur à l'étude. Il s'agit du Laboratoire d'hygiène vétérinaire situé dans le lieu historique national de la Grosse-Île. Une source de contamination est identifiée à ce site de priorité 2. Des sites d'élimination de déchets et d'épandage de fumier ont entraîné une légère contamination bactérienne des eaux du ruisseau situé près du dépotoir. Les sites contaminés aux hydrocarbures ont été décontaminés en 1995 et les sols acheminés à un site approuvé par le MEF (Suzan Dionne, Parcs Canada, comm. pers.).

3.3.3 Sites d'élimination des neiges usées

L'élimination des neiges usées est une autre source de contamination de l'estuaire moyen du Saint-Laurent ou de ses tributaires. Que ce soit par le rejet direct dans le cours d'eau ou indirectement, via l'entreposage en bordure du cours d'eau, le milieu peut être confronté à un apport ponctuel important en contaminants. En effet, la circulation automobile et les véhicules lourds (gaz d'échappement, fuite d'huiles usées et usure de la chaussée), les produits d'entretien de la chaussée (abrasifs et fondants) et les contaminants atmosphériques contribuent à la contamination de la neige et cette concentration augmente si la neige demeure plus longtemps dans les rues avant d'être enlevée (Zinger et Delisle, 1988). Parmi les contaminants qu'on y

retrouve, on note le plomb, le zinc, le cadmium, les cyanures, les sulfates et les solides en suspension (Zinger et Delisle, 1988). Généralement, la concentration de contaminants présents dans les neiges usées urbaines est supérieure à ce que l'on retrouve dans le milieu récepteur.

Le volume de neiges usées rejeté à l'estuaire moyen ou éliminé dans des dépôts situés en bordure immédiate était d'au moins 91 000 m³ en 1996 (Tableau 14). La quantité de contaminants dans l'estuaire moyen provenant des neiges usées n'est toutefois pas connue.

Tableau 14
Volume annuel des neiges usées des municipalités et sites d'élimination en 1996

<i>Municipalité</i>	<i>Nombre de sites d'élimination</i>		<i>Volume (m³)</i>
	<i>Rejet en milieu aquatique</i>	<i>Dépôt riverain</i>	
Montmagny	-	1	49 730
Saint-Jean-Port-Joli	1	-	1 500
Rivière-du-Loup	-	1	40 000 ^a

Sources : Directions régionales du MEF (Québec, Chaudière – Appalaches et Bas-Saint-Laurent).

a D'octobre 1996 au 13 février 1997

La Politique d'élimination des neiges usées mise de l'avant en 1988 prévoyait l'interdiction totale de déverser les neiges dans les cours d'eau ou en bordure de ces derniers à partir d'avril 1996. L'application de cette Politique a toutefois été retardée à la suite de délais législatifs et réglementaires. Le ministère de l'Environnement et de la Faune prévoit adopter le *Règlement sur les lieux d'élimination des neiges usées* et les modifications législatives afférentes afin qu'il n'y ait plus de déversements de neiges usées dans les cours d'eau à compter de la saison hivernale 1997-1998.

3.4 Transport maritime et activités portuaires

Le Saint-Laurent est une voie maritime de grande importance. Les navires en provenance des autres provinces et des pays étrangers transitent obligatoirement par l'estuaire

moyen pour se rendre aux ports situés plus en amont, que ce soit ceux de Québec, de Montréal ou des Grands Lacs. Ainsi, au cours des cinq dernières années, entre 4 900 et 5 800 navires commerciaux y ont été enregistrés (Tableau 15; Charlotte Chamberland, Pêches et Océans Canada, Québec, comm. pers.). Ce nombre n'inclut pas les navires de passagers ni les embarcations de plaisance. Les navires y transitant peuvent ainsi être considérés comme sources potentielles de contamination de l'estuaire moyen si des accidents survenaient, par exemple lors de collisions ou d'échouages, lors d'un déballastage clandestin ou lors d'activités de transbordement de marchandises. Les collisions ou échouages impliquant les navires-citernes transportant des produits pétroliers ou chimiques sont ceux qui présentent les risques les plus élevés de contamination de l'estuaire moyen. De plus, la portion du chenal de navigation entre Sault-au-Cochon et l'île d'Orléans est l'une des plus difficiles pour la navigation. En effet, malgré le recours obligatoire au service de pilotage à partir des Escoumins et malgré une signalisation maritime, les risques d'accidents dans cette partie du chenal sont élevés en raison de sa largeur et de sa profondeur réduites, des forts courants, de la fréquence élevée du brouillard et des nombreux hauts-fonds.

Tableau 15
Navigation maritime commerciale dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent de
1992 à 1996, entre l'île d'Orléans et l'embouchure du Saguenay

	1992	1993	1994	1995	1996
Barge	15	25	13	23	21
Navire-marchand	4251	3993	4601	4795	4744
Navire-citerne	886	891	895	909	922
Total	5152	4905	5509	5727	5687

Source : C. Chamberland. Pêches et Océans Canada, Québec, comm. pers.

L'accident du pétrolier *Czantoria*, à Saint-Romuald en mai 1988, a été à l'origine d'un déversement important d'hydrocarbures en amont de l'estuaire moyen, mais dont les impacts ont été ressentis dans le secteur d'étude. Avec ses 320 t de pétrole brut léger, ce déversement est considéré comme étant un déversement majeur selon le barème présenté par le Comité d'examen public des systèmes de sécurité des navires-citernes et de la capacité d'intervention en cas de déversement en milieu marin (1990). Dispersée en aval de Québec sous l'effet des courants de marée et des vents, la nappe de pétrole a souillé la côte jusqu'aux battures de Montmagny et de l'île aux Grues (Siron *et al.*, 1991). Les concentrations d'hydrocarbures mesurées dans les sédiments en périphérie de l'île aux Grues, onze jours après l'accident, ont montré que l'impact de la contamination pétrolière était relativement faible et très ponctuel (Siron *et al.*, 1991).

L'estuaire moyen compte trois ports commerciaux importants soit ceux de Gros-Cacouna, sur la rive sud, et ceux de Pointe-au-Pic et Cap-à-l'Aigle, sur la rive nord. Les principales marchandises manutentionnées sont le bois d'œuvre et le ciment, au port de Gros-Cacouna, ainsi que le bois d'œuvre et le papier à Pointe-au-Pic. Les installations portuaires de Cap-à-l'Aigle étaient exclusivement utilisées pour le transbordement de produits pétroliers, mais cette activité a cessé en 1995. Plusieurs installations portuaires appartenant à Transports Canada sont aussi utilisées pour le transport des véhicules et des passagers. Ce sont les quais de Montmagny, de l'île aux Grues, de la Grosse Île, de Rivière-du-Loup, de Saint-Siméon, de Saint-Joseph-de-la-Rive et de l'île aux Coudres.

Les navires à destination du Canada transportent avec eux d'importantes quantités d'eaux de ballast pour maintenir leur stabilité. Les eaux puisées dans des ports étrangers peu profonds ou dans des eaux turbides contiennent des sédiments et des matières en suspension, ainsi que les organismes qui y sont rattachés, et qui sont ensuite transférés dans les ballasts (Gauthier et Steel, 1996). Ainsi, le rejet des eaux de ballast peut introduire en eaux canadiennes des espèces non indigènes et cette situation peut avoir des effets néfastes sur les communautés biologiques indigènes et leurs habitats. Le cas le plus connu au Canada est celui de la moule zébrée dans les Grands Lacs, qui a résulté en un investissement de plusieurs millions de dollars annuellement afin d'en contrôler la population, ainsi que pour le nettoyage des structures submergées (Gauthier et Steel, 1996). Depuis 1989, les navires doivent vider leurs eaux de ballast avant d'entrer dans le golfe du Saint-Laurent ou dans le golfe lui-même, au-dessus du chenal Laurentien. En 1993, on a estimé à environ 6,1 millions de tonnes d'eaux de ballast d'origine étrangère qui ont été vidangées dans le golfe (MPO, données non publiées, cité dans Gauthier et Steel, 1996).

Dans les havres de pêche et les marinas, l'approvisionnement en hydrocarbures et l'utilisation de moteurs à essence représentent une source additionnelle de substances toxiques (essences, huiles et graisses) qui affectent localement la qualité de l'eau et des sédiments. Les secteurs les plus achalandés sont aussi les plus susceptibles de présenter une contamination par les organoétains. Ces composés proviennent principalement des peintures antisalissures appliquées sur les coques de bateaux. 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 $4 \text{ mg TBT} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ (Harding, 1992). Dans les marinas et quais, les produits utilisés pour la protection des structures portuaires immergées constituent une source diffuse de HAP dans le milieu aquatique (Harding, 1992).

3.5 Dragage et immersion en mer

Des travaux de dragage sont entrepris généralement pour entretenir les chenaux de navigation et les aires portuaires ou lors de la construction de nouvelles installations portuaires. Lorsque les matériaux de dragage doivent être rejetés en mer, un permis d'autorisation doit être émis en vertu de la partie VI de *La loi canadienne de protection de l'environnement*. Le dragage constitue une source de contamination pour le milieu lorsque des substances toxiques présentes dans les matériaux de dragage sont remis en suspension et transportés vers d'autres secteurs ou lorsque des modifications sont apportées aux habitats.

Dans l'estuaire moyen, plus de 16 000 t de matériaux ont été dragués en moyenne annuellement de 1992 à 1996 (Base de données sur le dragage et la qualité des sédiments du Saint-Laurent – DRAGSED, Environnement Canada, 1997). C'est à Rivière-du-Loup que la plus importante quantité de sédiments a été draguée, soit une moyenne annuelle de plus de 34 000 m³, au cours de la même période. Deux autres localités ont fait l'objet de dragage régulier, soit Saint-Bernard-de-l'Île-aux-Coudres et l'île aux Grues, avec des moyennes annuelles respectives de 9 400 et 5 200 m³ (DRAGSED, 1997). Outre ces localités, du dragage a aussi eu lieu à Saint-Joseph-de-la-Rive et Grosse-Île en 1996. Tous les volumes dragués ont ensuite été rejetés en eau libre.

3.6 Apports des cours d'eau

3.6.1 Apports de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent

Les apports en contaminants provenant de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent n'ont pas été mesurés à l'entrée du secteur d'étude. Cependant, des estimations des charges en contaminants inorganiques et organiques ont été faites à la hauteur de Québec à différents moments de l'année.

L'estuaire fluvial du Saint-Laurent constitue la principale source de matière en suspension (MES) de l'estuaire moyen. En effet, on a estimé un flux de plus de 6,5 millions t·a⁻¹ de MES à la hauteur de Québec et environ la moitié de ce flux s'effectuerait uniquement lors de la crue printanière (Barbeau *et al.* 1993). Beaucoup de contaminants ayant une affinité à

s'adsorber à la matière particulaire, l'estuaire fluvial constitue ainsi une source importante de contaminants provenant des secteurs industrialisés du fleuve Saint-Laurent et des Grands Lacs.

3.6.1.1 Contaminants inorganiques

Les charges en contaminants inorganiques estimées dans l'estuaire fluvial à la hauteur de Québec proviennent majoritairement de données recueillies par Environnement Canada à différentes saisons, à l'exception de l'hiver (Tableau 16; Proulx, 1993a). Les charges quotidiennes moyennes ont d'abord été calculées en pondérant selon les saisons (facteurs 1/9 au printemps, 5/9 à l'été et 3/9 à l'automne), puis la charge annuelle moyenne estimée en multipliant la charge quotidienne moyenne par 365,25 jours par année, en tenant compte des années bissextiles (Proulx, 1993a).

La charge en cadmium estimée à la hauteur de Québec variait entre 10,7 et 14 t annuellement (Tableau 16). Selon Cossa (1990), près de 25 p. 100 du cadmium serait d'origine anthropique. Le flux de cadmium ne demeurerait pas constant tout au long de l'année, alors que des différences saisonnières étaient observées (Quémarais *et al.*, 1996). Ainsi, le flux quotidien variait entre 50 et 70 kg·j⁻¹ au printemps, pour diminuer ensuite à la fin de l'été, correspondant alors à une charge variant entre 10 et 20 kg·j⁻¹. Les variations saisonnières dans le flux des métaux ont aussi été observé avec le cobalt (Quémarais *et al.*, 1996).

3.6.1.2 Contaminants organiques

Parmi les contaminants organiques dont la charge a été estimée à la hauteur de Québec, ce sont les HAP qui étaient les plus abondants, avec une quantité annuelle de plus de 8,5 t·a⁻¹ (Tableau 16). Comme il a été observé avec les métaux (Quémarais *et al.*, 1996), c'est au printemps que les concentrations plus élevées sont rencontrées, alors que les débits sont plus forts et que la matière en suspension est en concentration plus importante (Proulx, 1993a). Les apports en provenance des Grands Lacs, des principaux tributaires du Saint-Laurent ainsi que des effluents industriels ne représentaient que 52 p. 100 de la charge en HAP calculée à la hauteur de Québec. Ainsi, les autres sources, notamment les sources atmosphériques, ne contribueraient que pour près de la moitié de la charge en HAP introduite dans l'estuaire moyen (Proulx, 1993a).

Tableau 16
Estimation des charges annuelles moyennes de contaminants inorganiques
et organiques dans l'estuaire fluvial du Saint-Laurent, à la hauteur de Québec

<i>Contaminants</i>	<i>Charge (t·a⁻¹)</i>	<i>Sources</i>
<i>Substances inorganiques (forme totale)</i>		
Cadmium	10,7 - 14,0	Proulx (1993a) et Cossa (1990)
Cobalt	115	Proulx (1993a)
Chrome	673	Proulx (1993a)
Cuivre	675	Proulx (1993a)
Mercure	< 1	Cossa <i>et al.</i> (1995)
Manganèse	4646	Proulx (1993a)
Nickel	563	Proulx (1993a)
Plomb	160	Proulx (1993a)
Zinc	1029	Proulx (1993a)
<i>Substances organiques</i>		
HAP totaux ^a	8,70	Proulx (1993a)
BPC totaux ^b	0,35	Quémarais <i>et al.</i> (1994a)
Chlordane ^c	0,11	Proulx (1993a)
DDT totaux ^d	0,29	Proulx (1993a)
Hexachlorobenzène (HCB)	0,01	Quémarais <i>et al.</i> (1994a)
Hexachlorocyclohexanes (BHC) ^e	0,02	Quémarais <i>et al.</i> (1994a)
Diazinon	1,799	Proulx (1993a)
Atrazine	2,654	Proulx (1993a)
Pentachlorophénol	0,291	Proulx (1993a)
2,3,4,6 - Tétrachlorophénol	0,072	Proulx (1993a)

a Sommation de 16 ou 20 composés.

b L'analyse de 13 congénères de BPC, représentant 24 p. 100 des BPC totaux, a permis d'évaluer la charge annuelle moyenne à Québec à $0,085 \pm 0,019 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$. On a ainsi estimé la charge annuelle moyenne en BPC totaux à $0,350 \pm 0,078 \text{ t}$.

c Sommation du *cis*- et du *trans*- chlordane.

d Sommation de cinq isomères : *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE.

e Sommation du lindane, α -BHC et γ -BHC.

Treize congénères de BPC ont été analysés et leur charge évaluée à $0,085 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$. Étant donné qu'ils représentent 24 p. 100 des congénères de BPC, la charge annuelle totale a été estimée à $0,35 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ (Quémarais *et al.*, 1994a). La situation semble s'être améliorée depuis les années 1980, époque où l'utilisation des BPC a été restreinte (Quémarais *et al.*, 1994a).

Le flux du chlordane total, d'une valeur estimée à $0,11 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$, a peu changé entre 1986 et 1991 (Quémarais *et al.* 1994a). Son usage est prohibé depuis 1985, mais un entreposage

impropre ou bien des fuites provenant de dépotoirs ainsi que la persistance de ce composé dans l'environnement peuvent expliquer la consistance des flux de chlordane dans le système du Saint-Laurent (Quémaraïs *et al.*, 1994a).

Le dichlorodiphényltrichloroéthane, mieux connu sous l'abréviation DDT, est un pesticide organochloré dont l'utilisation en Amérique du Nord a été restreinte au cours des années 1970. Cependant, on en retrouve toujours dans l'environnement, ce contaminant étant très persistant. Ainsi, une charge de $0,29 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ a été estimée à la hauteur de Québec (Proulx, 1993a) malgré son interdiction complète au Canada depuis 1991. Les sources possibles de DDT sont les Grands Lacs, les tributaires du Saint-Laurent, les apports atmosphériques et d'autres sources diffuses telles l'érosion et le ruissellement des sols (Pham *et al.*, 1993).

L'atrazine et le diazinon sont les deux pesticides les plus présents à la hauteur de Québec. On a estimé que les charges annuelles étaient respectivement de $2,65$ et $1,799 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ pour l'atrazine et le diazinon (Tableau 16). Le premier est un herbicide retrouvé dans la plupart des cours d'eau présents là où la culture du maïs est pratiquée de façon intensive (MENVIQ, 1993). Il a aussi été retrouvé dans l'eau souterraine des régions de Portneuf et de l'île d'Orléans. Les principaux tributaires du Saint-Laurent entre Cornwall et Québec ne contribuent que pour 10 p. 100 de la charge totale estimée à Québec, le reste provenant des Grands Lacs (58 p. 100) et d'autres sources non identifiées (32 p. 100; Proulx, 1993a). Quant au second, le diazinon, c'est un insecticide organophosphoré utilisé dans plusieurs cultures de légumes pour le traitement des semences de même que sur les plantes ornementales, les pelouses, les jardins et les fraisières. En plus des Grands Lacs, les deux principales sources le long du fleuve sont les rivières Outaouais et Saint-Maurice (Proulx, 1993b).

Toujours à la hauteur de Québec, les charges en pentachlorophénol et en 2,3,4,6-tetrachlorophénol étaient respectivement de $0,29$ et $0,07 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ (Tableau 16; Proulx, 1993a). Les analyses n'ayant été effectuées que pour la phase particulaire, l'absence de données pour la phase dissoute peut entraîner une sous-estimation des charges. Le pentachlorophénol est le dérivé phénolique le plus utilisé dans la préservation du bois, mais peut aussi être utilisé comme herbicide, fongicide ou insecticide. C'est aussi le composé phénolique le moins hydrosoluble. Outre un apport des Grands Lacs et de la partie amont du Saint-Laurent, correspondant à

25 p. 100 de la charge à Québec, les sources de chlorophénols sont les herbicides, fongicides ou autres qui se retrouvent dans les tributaires du Saint-Laurent, les effluents de pâtes et papiers à blanchiment au chlore, ainsi que la chloration des effluents municipaux

Le mirex est un insecticide organochloré qui n'a jamais été utilisé au Canada. Depuis 1978, son importation, sa fabrication et sa transformation sont interdites au pays. Les sources uniques de contamination des eaux canadiennes étaient les usines qui le produisaient et qui en rejetaient dans les eaux du lac Ontario (Lum *et al.*, 1987). Avec des techniques moins spécifiques que celles utilisées actuellement, Comba *et al.* (1993) ont estimé à environ $0,003 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ le flux de mirex à la hauteur de Québec entre 1986 et 1989.

3.6.2 Eaux marines

Un contre-courant salin en provenance de l'estuaire maritime pénètre en profondeur dans l'estuaire moyen à la hauteur du Saguenay et s'écoule principalement le long de la rive nord. La quantité d'eau de même que la composition chimique de la matière particulaire transportées par ce contre-courant ne sont pas bien connues. Sur la base des estimations de charges instantanées de métaux mesurées par Bewers et Yeats (1977) à la frontière de l'estuaire moyen et de l'estuaire maritime, l'apport de métaux par le contre-courant serait faible, à l'exception du nickel et du cadmium, comparativement aux charges introduites à la tête de l'estuaire moyen par le fleuve. Une proportion inconnue de ces charges métalliques est transportée de nouveau vers l'aval après mélange et incorporation à la couche superficielle d'eau douce.

3.6.3 Apports des autres tributaires

Des études effectuées au début des années 1990 ont évalué les charges en contaminants inorganiques et organiques dans les rivières du Loup (rive sud) et Malbaie (rive nord) (Tableau 17; Proulx, 1993b). L'échantillonnage n'ayant été fait qu'en été et en automne, les charges quotidiennes étaient probablement sous-évaluées, car on ne tient pas compte des charges déversées lors de la crue printanière.

Les charges inorganiques totales à l'embouchure de la rivière Malbaie ($264,7 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$) doublent celles déversées par la rivière du Loup ($125,4 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$). Cet écart est principalement lié au débit moyen plus élevé dans la rivière Malbaie ($26,2 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) que dans la rivière du Loup ($9,5 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$); ces valeurs ont été calculées sur une période de huit mois. La composition minéralogique différente du bassin versant de ces deux cours d'eau contribuerait aussi aux différences observées. Mis à part le fer et le manganèse, les charges métalliques les plus importantes dans ces deux tributaires sont, par ordre décroissant, le zinc, le cuivre, le cobalt et le nickel. Les charges en zinc et en cuivre déversées par la rivière Malbaie étaient particulièrement élevées en été (respectivement $12,8 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ et $1,62 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$); cette rivière se classait d'ailleurs dans les dix premières, sur un total de 43 tributaires, pour ce qui est de la charge quotidienne estivale en zinc et en cuivre.

Les charges en pesticides (atrazine, diazinon, chlordane, DDT, HCB et BHC), chlorophénols et en BPC estimées pour ces deux tributaires étaient sous le seuil de détection ou très faibles. Parmi les dix substances organiques évaluées, ce sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques qui montrent les charges les plus élevées soit $0,025 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ (rivière du Loup) et $0,035 \text{ kg}\cdot\text{j}^{-1}$ (rivière Malbaie).

Les charges toxiques décrites en 1991 pour ces deux rivières pourraient être actuellement beaucoup plus faibles compte tenu de la réduction importante observée depuis cette date, des rejets des trois papetières situées le long de ces cours d'eau (voir section 3.2). Une réduction additionnelle pourrait aussi avoir lieu suite à la mise en opération prochaine d'ouvrages d'assainissement des eaux pour les municipalités de Rivière-du-Loup et de la Malbaie (voir section 3.1). Les quantités de contaminants déversés dans l'estuaire moyen par les autres tributaires ne sont pas connues.

Tableau 17
Estimations des charges moyennes quotidiennes ($\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$) de contaminants
inorganiques et organiques dans les rivières du Loup et Malbaie en 1991

<i>Substances^{a,b}</i>	<i>Rivière du Loup</i>	<i>Rivière Malbaie</i>
Substances inorganiques		
Cadmium total	0,02	0,03
Cobalt total	0,21	0,59
Chrome total	nd	nd
Cuivre total	0,46	1,62
Fer total	68,64	186,39
Manganèse total	52,53	62,85
Nickel total	0,15	0,46
Plomb total	0,07	0,01
Zinc total	3,28	12,80
Substances organiques		
BPC ^c	< 0,0001	< 0,001
Atrazine	nd	nd
Diazinon	0,004	0,008
HAP totaux ^d	0,025	0,035
Hexachlorobenzène (HCB)	< 0,0001	< 0,0001
Hexachlorocyclohexanes (BHC) ^e	< 0,0001	< 0,0001
Chlordane total ^f	< 0,0001	< 0,0001
DDT totaux ^g	< 0,001	0,002
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	< 0,0001	< 0,0001
Pentachlorophénol	0,001	0,001

Source : Proulx (1993b)

a Échantillonnages effectués à l'été et à l'automne.

b Forme totale (phases dissoute et particulaire) sauf pour les chlorophénols où seule la phase particulaire a été mesurée.

c Somme de 13 congénères choisis selon leur potentiel toxique ou leur fréquence d'apparition.

d 16 ou 20 composés analysés.

e Somme du lindane, α -BHC et du β -BHC.

f Isomères cis et trans

g Somme de 5 isomères : *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE.

nd non détecté

3.7 Retombées 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 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 l'eau, les sédiments ou les organismes loin de la source initiale. Les contaminants atmosphériques retombés sur terre peuvent, via les eaux de ruissellement, parvenir aux rivières puis à l'estuaire moyen où ils contribuent à augmenter la charge toxique.

Bien qu'il soit reconnu que plusieurs substances toxiques telles le mercure, le plomb, les biphényles polychlorés (BPC), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et le DDT etc.) émanant des centres industriels nord-américains, européens ou asiatiques parviennent à l'estuaire moyen par la voie atmosphérique, les charges transférées directement ne sont pas connues. Cependant, on a estimé les émissions atmosphériques canadiennes de mercure à environ $31 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$: 51,4 p. 100 proviendrait de sources industrielles, 26,9 p. 100, de l'utilisation de combustibles, 6,8 p. 100, de l'incinération de déchets et 14,9 p. 100 de sources diverses (Poissant *et al.*, 1995). À titre indicatif, notons que la grande région de Montréal pourrait être responsable d'un enrichissement moyen de 19,4 p. 100 des concentrations naturelles en vapeur mercurielle atmosphérique des zones rurales avoisinantes (Poissant *et al.*, 1995).

En 1990, les émissions atmosphériques estimées de HAP au Québec provenaient principalement des alumineries, avec une quantité de 858 t; la combustion du bois de chauffage (162 t), les feux de forêt (148 t) et le transport (33 t) étaient les autres sources évaluées (Germain *et al.*, 1994). Depuis, les alumineries ont réduit leurs émissions en modifiant leurs procédés et en fermant des salles de cuves d'électrolyse utilisant la technologie à goujons horizontaux (Germain, 1997).

3.7.2 Sources atmosphériques locales

De nombreux contaminants atmosphériques proviennent d'activités humaines quotidiennes comme la circulation automobile, le chauffage domestique et l'utilisation d'aérosols ou encore proviennent de phénomènes naturels comme les feux de forêts. Les activités industrielles représentent des sources ponctuelles et fixes de polluants atmosphériques beaucoup plus visibles et généralement mieux connus que les sources non industrielles. L'agglomération

urbaine de Québec, située tout juste en amont de l'estuaire moyen, compte plusieurs industries, notamment une cimenterie et des industries des secteurs de la pétrochimie et des pâtes et papiers. Les émissions atmosphériques de contaminants sont donc susceptibles de retomber dans l'estuaire moyen. Il en est de même pour les trois papetières répertoriées le long des rives de l'estuaire moyen. Les principaux polluants atmosphériques émis par les papetières du Québec sont les matières particulaires, le dioxyde de soufre (SO₂), les composés de soufre réduit totaux, les oxydes d'azote et le monoxyde de carbone (MENVIQ, 1993).

Selon l'Inventaire national des polluants (INRP), une seule entreprise du secteur d'étude a déclaré des rejets atmosphériques de contaminants. En 1993, l'entreprise Inglis ltée, division de Montmagny, a rejeté 38,2 t de xylène dans l'air (Environnement Canada, 1995), alors que la quantité avait diminué en 1994 pour atteindre 23,14 t (Environnement Canada, 1996).

Pour les secteurs les plus susceptibles de présenter des concentrations en contaminants supérieures aux critères de qualité de l'eau (p. ex. les eaux côtières sous l'influence directe d'une source de contamination – effluents industriels ou municipaux ou sources agricoles), les données sur la qualité de l'eau sont quasi 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 (Environnement Canada et MENVIQ, 1992; Annexe 5). Ces critères ont été estimés à partir d'espèces d'eau douce et pour les sédiments des eaux douces. À défaut de critères pour l'eau salée, ils sont applicables aux milieux estuariens et salés, mais l'interprétation des résultats doit être faite avec prudence. Trois niveaux de gestion des sédiments ont été élaborés et correspondent à un niveau d'effets sur le milieu. Ces niveaux, seuil sans effet (SSE), seuil d'effets mineurs (SEM) et seuil d'effets néfastes (SEN), sont décrits à l'annexe 5.

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

La plupart des informations sur la qualité de l'eau de l'estuaire moyen ont été recueillies dans la zone de turbidité maximale (ZTM) et dans le chenal de navigation le long de la rive nord de l'estuaire moyen. Les travaux, réalisés pour plusieurs au cours des années 1970, visaient surtout à étudier le comportement géochimique des métaux lourds et métalloïdes dans la colonne d'eau. Les relations entre ces substances métalliques et les sources potentielles de contamination n'ont, de façon générale, pas été abordées dans ces études, sauf dans le cas du mercure et du cadmium. Pour d'autres composés, peu d'informations récentes existent, mais on note que les charges en contaminants pénétrant dans l'estuaire maritime sont à peu près les mêmes que celles mesurées à la hauteur de Québec (Lucotte, 1989; Comba *et al.*, 1993), témoignant de la quasi-absence de zones importantes de sédimentation active dans l'estuaire moyen et, par le fait même, de zones d'accumulation à long terme de contaminants.

4.2.1 Métaux lourds et métalloïdes

Eau. Les travaux réalisés au cours des années 1970 sur la répartition des métaux lourds et métalloïdes dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent (voir les revues de Yeats, 1990b et 1990c) ont permis de mettre en évidence l'importance relative des facteurs physiques et hydrologiques sur le comportement de ces contaminants. Les facteurs les plus importants sont :

- la nature et la concentration de la matière en suspension dans l'eau (notamment la présence d'une zone de turbidité maximale);
- les échanges entre les phases aqueuse et particulaire (floculation/désorption) dans la zone de turbidité maximale;
- la libération par diagenèse de certains métaux dissous contenus dans les sédiments;
- la dilution des eaux douces par les eaux marines moins contaminées.

De façon générale, la distribution et le transport des métaux dans l'estuaire moyen sont en bonne partie contrôlés par 1) une dilution des concentrations par les eaux océaniques moins contaminées et 2) un transport horizontal net vers l'aval. Pour les métaux retrouvés principalement sous forme particulaire (p. ex. le manganèse, le fer, le mercure et le cobalt), leur concentration totale dans l'eau est maximale dans la zone de turbidité maximale. Par contre, la concentration totale des métaux dont la fraction dissoute est la plus importante, tel le nickel, le cuivre et le zinc, ne montre généralement pas une relation aussi étroite avec la matière en suspension.

Sédiments. Contrairement à ce qui prévaut dans l'estuaire maritime (particulièrement dans le chenal Laurentien), les sites d'accumulation à long terme de sédiments fins sont très rares dans l'estuaire moyen. Les vases intertidales et les marais saumâtres situés le long de la zone de turbidité maximale (battures de Cap-Tourmente et l'archipel de Montmagny) représentent certes des secteurs où s'accumulent d'importantes quantités de sédiments, mais la presque totalité de ces matériaux est périodiquement remise en suspension dans la colonne d'eau sous l'effet des marées, des vagues de tempête et des glaces (voir chapitre 2). Les portions amont du chenal du Nord et du chenal du Sud, dans la ZTM, sont aussi des sites de dépôt saisonnier de sédiments (Lucotte et d'Anglejan, 1986). Plus en aval, les baies abritées (baie Saint-Paul, baie Sainte-Anne) et les zones peu profondes en périphérie des îles et des récifs représentent aussi des

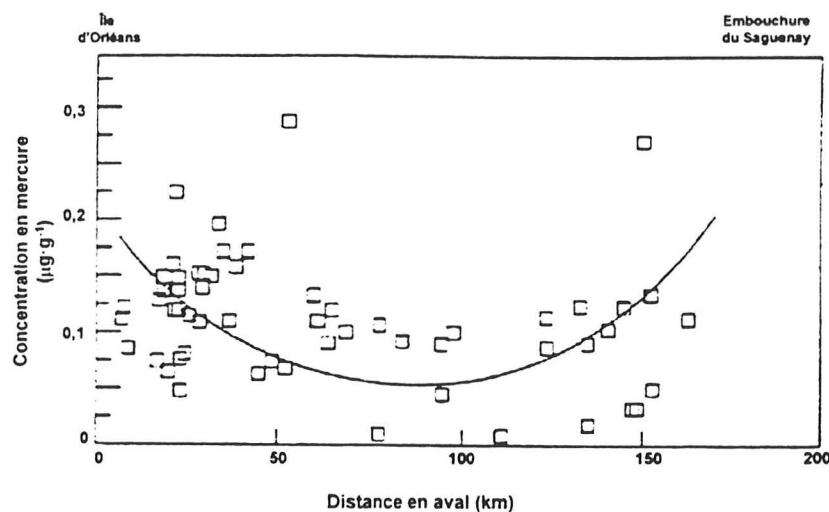
Sédiments. Des données rapportées dans Loring (1990) pour cette période indique que la concentration moyenne en mercure dans les sédiments de l'estuaire moyen était de $0,38 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, mais était inférieure à ce que l'on retrouvait dans le Saguenay ($3,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et dans l'estuaire maritime ($0,44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) à cette époque. Une étude plus récente de Coakley et Poulton (1993), réalisée à l'aide de techniques plus précises, a évalué la concentration en mercure total dans l'ensemble des sédiments à $0,103 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Tableau 18). La concentration en mercure diminuait d'amont en aval sur une partie du territoire, mais avait tendance à augmenter plus on s'approchait de l'embouchure du Saguenay, suggérant des apports possibles en mercure provenant de ce cours d'eau; les teneurs observées étaient sous les $0,150 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Coakley et Poulton, 1993; Figure 12). Les teneurs en mercure ont dépassé le SEM à Cap-Saint-Ignace, atteignant une moyenne de $0,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans une carotte de sédiments prélevée à ce site en 1989 (Coakley *et al.*, 1993; Tableau 18). Ce site était considéré, tout comme celui de Cap-Tourmente, comme étant un site potentiel d'accumulation des contaminants. Aucune tendance temporelle n'a pu être observée, probablement parce que les sédiments subissaient un processus de déposition – resuspension rapide (Coakley *et al.*, 1993). En plus de l'inventaire de Coakley *et al.* (1993), la caractérisation en mercure a été réalisée près de Kamouraska et de l'île aux Lièvres (en face de Rivière-du-Loup) par Dalcourt *et al.* (1992). À ces sites, les teneurs en mercure total ont été évaluées dans des pélites sableuses, à une profondeur de plus de 18 m, et variaient entre $0,074 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ce qui correspond à des valeurs inférieures au SEM (Dalcourt *et al.*, 1992). Ces valeurs sont sensiblement les mêmes que celles mesurées par Gobeil et Cossa (1993) dans les sédiments de surface prélevés dans le chenal Laurentien entre 1985 et 1987 et qui variaient entre $0,13$ et $0,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Tableau 18
Concentrations de différents métaux dans les sédiments du Cap-Tourmente, de Cap-Saint-Ignace et de l'estuaire moyen du Saint-Laurent

Métal	Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, poids sec)			Critères intérimaires de la qualité des sédiments > SEM
	Cap-Tourmente ^a	Cap-Saint-Ignace ^b	Estuaire moyen ^c	
Cadmium	<0,2	<0,2	<0,2	
Cobalt	2,7	3,1	3	
Cuivre	26,5	25,1	33 ^d	*
Chrome	47,8	36,2	24	
Mercure	0,19	0,70 ^d	0,103	*
Nickel	29,5	27,4	16	
Plomb	27,5	44,3 ^d	17	*
Vanadium	33,2	28,1	22	
Zinc	148	140	74	

Sources : Coakley et Poulton (1993); Coakley *et al.* (1993)

- a Concentration moyenne mesurée sur une carotte de 42 cm, séparée en 16 strates
- b Concentration moyenne mesurée sur une carotte de 26 cm, séparée en 13 strates
- c Concentration moyenne de plusieurs sites d'échantillonnage, dans la fraction des sédiments de surface inférieure à 88 μm .
- d Les valeurs en caractères gras dépassent le SEM



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

Figure 12 Concentration en mercure dans les sédiments de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. L'aspect non linéaire de la distribution est représenté par la parabole.

Tableau 20
Concentrations moyennes en métaux-traces ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments fins de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent au début des années 1970 et à la fin des années 1980

<i>Contaminants (forme totale)</i>	<i>Vase et Vase sableuse (1972-1974)^a</i>	<i>Sédiments fins (1989-1990)^b</i>
Zn	185^c	80
Cu	36	25
Pb	34	16
Co	15	3
Ni	27	17
Cr	92	25
V	97	23

Sources : Loring (1990) pour les années 1972-1974 et Coakley et Poulton (1993), pour les années 1989-1990

- a Matériaux contenant de 70 à 95 p. 100 de particules de moins de 53 μm ; n = 20.
- b Uniquement la couche superficielle (2 - 5 cm) dans les zones d'accumulation de sédiments fins récents a été échantillonnée. Seule la fraction < 88 μm a été analysée; n = 58.
- c Les concentrations en caractères gras dépassent le SEM.

4.1.2.5. Radioéléments

Les radioéléments ne sont pas tous des contaminants. Plusieurs proviennent de la formation de produits en haute atmosphère ou sont présents naturellement dans la croûte terrestre. Cependant, certains radioéléments sont d'origine anthropique et contribuent à la contamination des milieux terrestres et aquatiques. Ainsi, le ^{95}Zn , le ^{95}Nb , le ^{137}Cs , le ^{106}Ru , le ^{144}Ce et le ^{125}Sb sont les produits de la fission nucléaire qui sont libérés lors d'essais d'armements nucléaires ou lors d'opération d'installations nucléaires (Sérodès et Roy, 1983). En 1978, Sérodès et Roy (1983) ont étudié la distribution et la concentration de plusieurs radioéléments dans le secteur compris entre l'île d'Orléans et Rimouski. Parmi les composés d'origine anthropique, c'est le ^{106}Ru que l'on retrouve en plus grande concentration, atteignant $67 \text{ pCi}\cdot\text{m}^{-3}$ (Tableau 21). La distribution de ce produit présentait une diminution de l'amont vers l'aval et la dilution des eaux douces par des eaux salines moins radioactives semble être le plus important mécanisme expliquant ce résultat (Sérodès et Roy, 1983). Les radioéléments ^{95}Zn , ^{95}Nb , et ^{125}Sb se retrouvent en faible concentration dans l'estuaire et sont parfois même sous la

limite de détection de l'appareil utilisé lors de cette étude (Tableau 21). Quant au ^{137}Cs et au ^{144}Ce , les concentrations sont maximales au cap Brûlé, dans une zone de forte turbidité et s'expliqueraient par une affinité relative avec la matière en suspension (Tableau 21; Sérodes et Roy, 1983).

Tableau 21
Concentrations des radioéléments ($\text{pCi}\cdot\text{m}^{-3}$ d'eau floculée) dans
l'estuaire du Saint-Laurent en 1978

Éléments	Demi-vie	Concentration ($\text{pCi}\cdot\text{m}^{-3}$ d'eau floculée)				
		1 ^a St-Jean (Île d'Orléans)	2 Cap Brûlé	3 Cap-aux-Oies	4 Île aux Lièvres	5 ^a Rimouski
Ruthénium-106 (^{106}Ru)	367 jours	67	54	26	6	6
Césium-137 (^{137}Cs)	30 ans	35	35	13	3	2
Cérium-144 (^{144}Ce)	284 jours	29	39	21	8	2
Niobium-95 (^{95}Nb)	35 jours	8	6	4	1	1
Zirconium-95 (^{95}Zr)	65 jours	4	4	nd	nd	nd
Antimoine-125 (^{125}Sb)	2,7 ans	8	4	5	nd	1

Source : Sérodes et Roy (1983)

a La station 1 est légèrement en amont du secteur d'étude de l'estuaire moyen, alors que la station 5 est dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

pCi : picocurie
nd : non détecté

4.2.2 Composés organochlorés

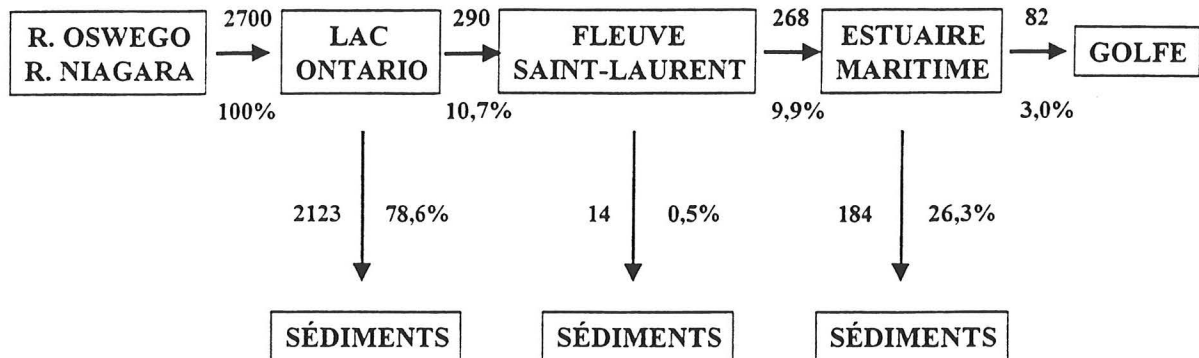
La très grande majorité des composés organochlorés est d'origine anthropique et ne se retrouve donc pas naturellement dans l'environnement. Parmi les plus préoccupants, on retrouve les biphényles polychlorés (BPC) et les pesticides organochlorés (DDT, mirex, lindane, hexachlorobenzène, etc.). Une faible solubilité dans l'eau, donc une capacité plus grande

période intensive d'arrosage, à une concentration de $0,4 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments superficiels (Cossa, 1990).

4.2.2.3 Mirex

Sédiments. Le Mirex est un pesticide organochloré qui n'a jamais été utilisé au Canada. La seule source de contamination du système du Saint-Laurent est une usine située près du lac Ontario, qui en a produit de grandes quantités jusqu'au milieu des années 1970. Les concentrations moyennes de mirex dans les sédiments fins de la ZTM sont de $0,33 \pm 0,12 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à Cap-Tourmente et de $0,64 \pm 0,25 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à Cap-Saint-Ignace (Coakley *et al.*, 1993). Ces teneurs sont supérieures au SSE ($0,1 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$; Annexe 5) mais demeurent sous le SEM fixé à $11 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Elles sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les sédiments récents du lac Saint-François ($0,5\text{-}0,75 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), mais sont plus élevées que celles du lac Saint-Pierre ($< 0,01 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; Kaiser *et al.*, 1990).

Un bilan de masse du mirex transitant dans le Saint-Laurent a été établi (Comba *et al.*, 1993; Figure 14). Les résultats indiquaient que la majeure partie du mirex présent dans le fleuve Saint-Laurent continuait sa route vers l'estuaire maritime (Comba *et al.*, 1993). Une étude récente, effectuée à l'aide de techniques plus spécifiques permettant de mieux discriminer le mirex établit cependant que sa quantité dans l'estuaire maritime est inférieure à ce qui a précédemment été décrit (Lebeuf, 1997).



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

Figure 14 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.

4.2.2.4 Autres pesticides

Sédiments. Tout comme c'est le cas pour les autres composés organochlorés, peu de données récentes existent sur la contamination de l'estuaire moyen par les pesticides. Les plus récentes études sont celles de Dalcourt *et al.* (1992) et de Coakley *et al.* (1993) (Tableau 23). Les concentrations de BHC, d'heptachlore et d'endrine dans les sédiments de surface des chenaux du Nord et du Sud ne dépassaient pas $0,3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ($< \text{SSE}$). Le gamma-chlordane présentait des concentrations moyennes ($1,5\text{-}1,7 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) légèrement supérieures au SSE ($1 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) à Cap-Tourmente et à Cap-Saint-Ignace. Les concentrations d'hexachlorobenzène atteignaient en moyenne entre $0,89$ et $1,30 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ aux mêmes sites, avec un maximum dépassant légèrement le SEM fixé à $1 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ pour ce pesticide.

Tableau 23
Concentrations moyennes (étendue; ng·g⁻¹) des insecticides organochlorés dans les
sédiments de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent en 1989 et 1990

<i>Secteur</i>	<i>BHC^a</i>	<i>Heptachlore total^b</i>	<i>Endrine</i>	<i>Chlordane^c</i>	<i>Hexachlorobenzène (HCB)</i>
Chenal du Nord	0,1 (0-0,2)	0,06 (nd-0,1)	0,1 (nd-0,3)	-	-
Chenal du Sud	0,2 (0,2-0,3)	0,1 (-)	0,06(nd-0,1)	-	-
Cap-Tourmente	-	-	-	1,71 (0,8-2,69)	0,89 (0,65-1,14)
Cap-Saint-Ignace	-	-	-	1,55 (nd-2,55)	1,30 (nd-1,94)

Sources : Dalcourt *et al.* (1992) et Coakley *et al.* (1993)

a Somme des isomères α , β et γ -BHC.

b Somme de l'heptachlore et de l'époxyde d'heptachlore

c Gamma-chlordane

nd : non détecté

Le chlore organique total a aussi été mesuré dans les eaux de l'estuaire moyen du Saint-Laurent (Khalil *et al.*, 1984). Ces mesures permettent d'estimer la contamination par les composés organochlorés, tels les BPC, DDT etc. À deux stations situées dans la partie aval de l'estuaire moyen, les teneurs mesurées variaient entre 70 et 120 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; à l'embouchure du Saguenay, une concentration maximale en chlore organique total atteignaient 250 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, mais il est difficile d'associer ce résultat aux activités industrielles de la région (Khalil *et al.*, 1984).

4.2.3 Hydrocarbures

Les principales sources d'hydrocarbures en milieu estuarien sont les retombées atmosphériques provenant de la combustion des hydrocarbures fossiles et des rejets industriels, les déversements directs dans les cours d'eau et zones portuaires (déversements accidentel et déballastage), ainsi que la production biologique. 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. Les hydrocarbures le plus souvent étudiés sont regroupés en deux grandes familles : les hydrocarbures aliphatiques et les hydrocarbures aromatiques. Les hydrocarbures aliphatiques comprennent les alcanes linéaires (n-alcanes) et ramifiés (iso-alcanes), les cycloalcanes, les alcènes et les 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, C_6H_6) et la majeure partie de ces hydrocarbures ne sont pas synthétisés par les êtres 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 diagénétiques, par la combustion à haute température des 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 l'estuaire moyen, il convient de souligner que les travaux rapportant des concentrations d'hydrocarbures en milieu marin ne sont pas toujours 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 détails.

4.2.3.1 **Hydrocarbures totaux**

Eau. La concentration en hydrocarbures totaux (HCT) dans l'eau de l'estuaire du Saint-Laurent a été étudiée par Tronczynski *et al.* (1987). En 1986, les concentrations affichaient un gradient décroissant vers l'aval, passant de $57,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ près de Québec à $2,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ à la confluence avec le Saguenay (Tableau 24). Suite à un accident impliquant le pétrolier *Czantoria* à Saint-Romuald, Siron *et al.* (1991) ont échantillonné différentes stations autour de l'île aux Grues afin d'évaluer les niveaux en hydrocarbures. Les résultats ont montré que les concentrations en HCT étaient variables entre les sites, mais qu'il y avait peu de différences entre les deux années d'échantillonnages (Siron *et al.*, 1991; Tableau 25). La majeure partie des HCT

était associée à la MES, même deux ans après le déversement. L'enrichissement observé peut s'expliquer par les conditions hydrodynamiques de ce secteur, correspondant à la zone de turbidité maximale, qui induisent une remise en suspension des sédiments de surface à chaque cycle de marée (Siron *et al.*, 1991).

Tableau 24
Concentrations des hydrocarbures totaux, des *n*-alcane, des HAP et du benzo(a)pyrène dans l'eau de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay en 1986

Site	Hydrocarbures totaux ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	<i>n</i> -alcane ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	HAP ^a ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$)	Benzo(a)pyrène ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$)
Québec	57,3	1,70	20,0	0,60
Estuaire moyen (amont)	24,6	1,20	37,0	2,10
Rivière-du-Loup	3,3	0,10	5,0	0,20
Fjord du Saguenay (aval)	-	-	3,3	0,10
Tadoussac	2,2	0,05	1,0	0,08

Source : Adapté de Tronczynski *et al.* (1987)

a Les unités sont différentes pour les HAP et le benzo(a)pyrène

Tableau 25
Concentration en hydrocarbures totaux (HCT; fractions particulaire et dissoute) et en matière en suspension (MES) autour de l'île aux Grues en 1988 et 1990

Année	HCT _{part} ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (min. - max.)	HCT _{diss} ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (min. - max.)	MES ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (min. - max.)
1988	12,1 - 157,6	1,3 - 6,0	24,7 - 1276,0
1990	17,5 - 223,3	6,0 - 8,5	38,0 - 808,0

Source : Siron *et al.* (1991)

Sédiments. La concentration en HCT dans les sédiments a été mesurée en 1988 et 1990 par Siron *et al.* (1991). En 1988, on retrouvait des concentrations variant entre 14,5 et 219,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids sec) pour les différentes stations, alors qu'elles variaient entre 24,0 et

184,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en 1990. En général, l'impact du déversement du *Czantoria* s'est avéré faible et ponctuel et l'hétérogénéité du milieu peut expliquer la grande variabilité observée (Siron *et al.*, 1991).

4.2.3.2 Hydrocarbures aliphatiques

Eau. La concentration en alcanes, un hydrocarbure aliphatique, dans l'eau de l'estuaire du Saint-Laurent a été étudiée par Tronczynski *et al.* (1987). Dans l'estuaire moyen, les concentrations affichaient un gradient décroissant vers l'aval, passant de 1,7 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ près de Québec, à 0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ à la hauteur de Rivière-du-Loup et enfin à 0,05 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ à la limite aval de l'estuaire moyen (Tableau 24). Ces dernières valeurs indiquent que la contamination chronique de l'eau par les hydrocarbures est faible dans la partie aval de la zone d'étude.

Sédiments. Les concentrations en n-alcanes totaux étaient en moyenne de 3,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (alcanes C_{12} à C_{26}) dans les carottes de sédiments recueillies en 1989-1990 à Cap-Tourmente et à Cap-Saint-Ignace (Coakley *et al.*, 1993; Tableau 26). Suite à l'incident du *Czantoria*, une concentration moyenne en alcanes (C_{14} à C_{36}) a été évaluée à 6,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ autour de l'île aux Grues en 1988 (Siron *et al.*, 1991; Tableau 26). Deux ans plus tard, la concentration moyenne dans tout le secteur avait légèrement diminué et les données étaient plus homogènes entre les sites (Tableau 26). Les données sont difficilement comparables, car les composés analysés différaient dans les deux études.

Tableau 26
Concentrations (moyenne et étendue) des hydrocarbures aliphatiques
(n-alcane) et aromatiques (HAP totaux et benzo(a)pyrène) dans les sédiments
de surface de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.

<i>Secteur/Localité</i>	<i>Source</i>	<i>n-alcane</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	<i>HAP totaux</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	<i>Benzo(a)pyrène</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)
Vasières intertidales				
Cap-Tourmente	1	3,0 (1,7 - 5,2) ^a	1,06 (0,46 - 1,58) ^b	0,018 (0,015 - 0,025)
Île aux Grues (1988)	2	6,1 (1,46 - 34,0)	0,34 (0,01 - 0,48) ^c	
Île aux Grues (1990)	2	5,7 (3,5 - 7,3) ^d	0,34 (0,04 - 0,61) ^c	0,043 (0,003 - 0,1)
Cap-Saint-Ignace	1	3,1 (2,4 - 3,8) ^a	0,44 (0,3 - 0,9) ^b	0,07 (0,03 - 0,08)
Chenaux				
Chenal du Nord (Île aux Fraises)	3	-	0,09 (0,07 - 0,14) ^b	0,006 (0,003 - 0,009)
Chenal du Sud (Îles de Kamouraska)	3	-	0,18 (0,11 - 0,25) ^b	0,012 (0,007 - 0,016)

Sources : 1) Coakley *et al.* (1993) (fraction < 88 μm); 2) Siron *et al.* (1991); 3) Dalcourt *et al.* (1992)

^a alcanes C₁₂ à C₂₆

^b somme de 16 composés

^c somme des 9 HAP dérivés de combustion

^d alcanes C₁₄ à C₃₆

4.2.3.3 Hydrocarbures pétroliers résiduels

Eau. Levy (1985; 1990) a mesuré la concentration des résidus de pétrole dissous et dispersés dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent entre 1971 et 1979. De façon générale, pour l'ensemble de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, on observe que la contamination par les résidus pétroliers a diminué de 25 à 30 p. 100 entre 1971 et 1979 (Tableau 27). Avant le milieu des années 1970, les principales sources de résidus pétroliers étaient reliées au trafic maritime (déversements accidentels et déballastages) et aux autres apports anthropiques directs. Les concentrations moyennes en résidus pétroliers étaient à cette

époque plus élevées dans l'Atlantique-Nord que dans le golfe et l'estuaire. Les diverses mesures adoptées pour réduire les déversements et les rejets de pétrole ont certainement contribué à diminuer de façon significative la contamination pétrolière dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Ainsi, vers la fin des années 1970, le niveau de contamination dans l'estuaire maritime et le golfe ($0,35 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) était comparable à ceux rapportés pour d'autres environnements côtiers de l'Atlantique du Nord-Ouest et du Nord canadien (Levy, 1985). Actuellement, il semble que les retombées atmosphériques y soient la principale source de résidus pétroliers.

Tableau 27
Concentrations des résidus de pétrole dissous et dispersés dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 1979

<i>Période</i>	<i>Estuaire moyen</i>	<i>Estuaire maritime</i>	<i>Golfe</i>	<i>Détroit de Cabot</i>
Juillet - Août 1971	-	0,95	1,60	6,00
Mai - juin 1972	2,73	-	2,90	4,60
Février - mars 1973	-	1,30	0,95	1,40
Avril - mai 1973	-	1,90	1,10	1,60
Juillet - Août 1974	-	1,20	1,45	1,50
Mai - Juin 1975	-	0,43	0,42	0,40
Avril 1976	0,93	-	-	-
Août - Septembre 1979	1,10	0,35	0,35	0,62

Source : Levy (1985)

Les teneurs moyennes en résidus pétroliers mesurées dans l'estuaire moyen en 1976 ($0,93 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) et en 1979 ($1,1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) étaient plus élevées que dans l'estuaire maritime et dans le golfe. Le gradient marqué entre la portion dominée par les eaux douces ($1,67 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en périphérie de l'île d'Orléans) et celle plus en aval ($0,65 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) suggérait des sources de contamination terrestres locales situées en amont. Les travaux récents de Siron *et al.* (1991) dans la ZTM mettent en évidence, en plus des sources anthropiques (trafic maritime et proximité d'une raffinerie et de l'agglomération urbaine de Québec), une contribution biosynthétique (matériel végétal détritique) pour expliquer la présence de certains hydrocarbures dans ce secteur.

4.2.3.4 **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**

Les déversements de produits pétroliers et la combustion incomplète de matières organiques sont les principales causes de la contamination des milieux continentaux par les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les HAP. Les alumineries de vieille génération qui utilisent le procédé Söderberg, les incinérateurs, les feux de forêts et le transport atmosphérique sont des sources importantes de ces composés généralement persistants dans l'environnement et toxiques pour les organismes vivants. Certains composés individuels des HAP (benzoanthracène, benzo(a)pyrène et fluoranthène) sont susceptibles d'induire le cancer chez l'homme et chez les organismes exposés par inhalation, par ingestion ou par contact (Kennish, 1992).

Eau. En 1986, les concentrations de HAP totaux mesurées dans l'eau de l'estuaire moyen diminuaient de façon marquée en passant de la ZTM (37 ng·l⁻¹) à la confluence avec le Saguenay (1,0 ng·l⁻¹; Tableau 24). La diminution était tout aussi marquée pour le benzo(a)pyrène soit de 2,1 ng·l⁻¹ dans la ZTM à 0,08 ng·l⁻¹ à la limite aval de l'estuaire moyen. Les teneurs en benzo(a)pyrène mesurées dans la ZTM se situaient sous le critère de qualité de l'eau pour la contamination d'organismes aquatiques (31,1 ng·l⁻¹; Annexe 4).

Sédiments. Les HAP totaux (somme de 16 composés) mesurés dans les carottes de sédiments récents du secteur amont de l'estuaire étaient en moyenne de 0,44 à 1,06 µg·g⁻¹ (Tableau 26). Aucune tendance temporelle ne peut être identifiée dans les sédiments en raison des conditions hydrodynamiques présentes dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Les concentrations moyennes en HAP totaux dans les chenaux de l'estuaire moyen (à la hauteur de Kamouraska et de Saint-Siméon) étaient plus faibles (0,09-0,18 µg·g⁻¹, somme de 16 composés) que celles en amont (Dalcourt *et al.*, 1992). Pour ce qui est des HAP dérivés de la combustion (somme de 9 HAP), leur concentration maximale atteignait 0,5 µg·g⁻¹ en périphérie de l'île aux Grues en 1990 (Siron *et al.*, 1991) relativement à 1,0 µg·g⁻¹ en 1985 dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (partie centrale du chenal Laurentien; Gearing *et al.*, 1991).

Les teneurs moyennes en HAP totaux dans les sédiments de surface de l'estuaire moyen étaient nettement plus faibles (Tableau 26) que celles observées dans le fjord du Saguenay, où les sédiments contaminés par les rejets d'alumineries utilisant le procédé

Söderberg atteignaient une concentration maximale de $5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Martel *et al.*, 1986; Smith et Levy, 1990).

Les concentrations moyennes en benzo(a)pyrène variaient de 0,02 à $0,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans la ZTM (Coakley *et al.*, 1993) et de 0,006 à $0,012 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les chenaux plus en aval (Dalcourt *et al.*, 1992; Tableau 26). Le SSE ($0,01\text{-}0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) était dépassé à quelques sites dans la partie amont de l'estuaire moyen, mais les concentrations maximales se situaient sous le SEM ($0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; Annexe 5). Le benzo(a)pyrène atteignait des concentrations plus élevées dans l'estuaire maritime ($0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, dans la partie centrale du chenal Laurentien; Gearing *et al.*, 1991) que dans l'estuaire moyen.

4.3 Contamination des zones portuaires

Les données disponibles sur la qualité des sédiments des zones portuaires et havres de pêche de l'estuaire moyen proviennent de la *Banque de données sur le dragage et la qualité des sédiments du Saint-Laurent* – DRAGSED, d'Environnement Canada. Seules les données les plus récentes pour chaque installation portuaire du secteur d'étude répertorié dans la banque ont été retenues. Les documents et rapports dans lesquels ont été prélevées les données ont été consultés au besoin afin de compléter les renseignements extraits de la banque. Ces travaux sont, pour la plupart, des rapports d'examen environnemental préalable et ne permettent généralement pas d'établir la distribution de la contamination, ni sa chronologie. Les sources de contamination sont d'ailleurs rarement identifiées dans ces rapports.

Les huit zones portuaires pour lesquelles existent des données récentes sur la qualité des sédiments sont présentées au tableau 28. Les substances toxiques dont les concentrations dans les sédiments dépassent le SEM ou le SEN dans au moins un échantillon sont identifiées pour chacune de ces installations. Les sites fortement contaminés ($> \text{SEN}$) étaient les quais de Grosse-Île (Hg), de Notre-Dame-du-Portage (BPC, Aroclor 1260) et de Rivière-du-Loup (Hg). Les teneurs les plus élevées en mercure total atteignaient $2,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (soit près de 3 fois le SEN fixé à $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments de surface à Rivière-du-Loup. La concentration maximale en mercure total dans les sédiments à Grosse-Île était plus faible ($1,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), mais dépassait

quand même le SEN. Au quai de Notre-Dame-du-Portage, la concentration maximale en BPC (Aroclor 1260) était de $0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les sédiments de surface et dépassait légèrement le SEN fixé à $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Dans la majorité des zones portuaires, on observait qu'au moins trois métaux différents dépassaient le SEM; cette situation était inexistante à Saint-Bernard-de-l'Île-aux-Coudres (aucun dépassement) et à Saint-Joseph-de-la-Rive (un seul dépassement, le cadmium) (Tableau 28). À l'exception de ces dernières, des teneurs élevées en chrome et en cuivre étaient mesurées partout. De plus, on observait que les concentrations maximales atteintes par ces deux métaux étaient plus élevées dans la partie amont de l'estuaire moyen ($\text{Cr} = 76$ à $91 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; $\text{Cu} = 41$ à $43 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les quais de Grosse-Île, de l'île aux Grues et de Saint-Jean-Port-Joli) que dans sa partie aval ($\text{Cr} = 58$ à $72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; $\text{Cu} = 29$ à $32 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le quai de Notre-Dame-du-Portage, le quai de Rivière-du-Loup et le port de Gros-Cacouna).

Seules les sédiments des installations portuaires de Notre-Dame-du-Portage et de Cacouna montraient des concentrations en contaminants organiques (BPC ou HAP) supérieures au SEM. Dans le cas des HAP à Notre-Dame-du-Portage, le phénanthrène atteignait une concentration maximale de $0,43 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, soit une valeur presque semblable au SEM ($0,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Au port de Gros-Cacouna, l'Aroclor 1260 dépassait le SEM, fixé à $0,005 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour ce composé, dans plus de la moitié des échantillons de sédiments recueillis; sa concentration maximale atteignait $0,06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Tableau 28
Contamination des zones portuaires situées en bordure de
l'estuaire moyen du Saint-Laurent de 1989 à 1995

<i>Zone portuaire</i>	<i>Année</i>	<i>Teneurs > SEM</i>	<i>Teneurs > SEN</i>
Saint-Jean-Port-Joli (parc nautique)	1991	Cr, Cu, Zn	
Notre-Dame-du-Portage (quai)	1992	Cr, Cu, HAP (phénanthrène)	BPC (Aroclor)
Rivière-du-Loup (quai)	1992	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni	
	1995	As, Cd, Cr, Cu, Ni	Hg
Gros Cacouna (port)	1992	As, Cr, Cu, BPC (Aroclor)	
Saint-Joseph-de-la-Rive (quai du traversier)	1991	Cd	
Grosse-Île (quai)	1989	Cd, Cr, Cu, Zn	Hg
Îles aux Grues (quai)	1991	Cd, Cr, Cu	
	1992	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni	
Saint-Bernard-de-l'Île-aux-Coudres (quai du traversier)	1991		
	1992		
	1995		

Source : Banque de données DRAGSED, Environnement Canada (1997)

4.4 Contamination bactérienne des eaux coquillières

Le Programme de salubrité des eaux coquillières (PCSEC) a été conçu pour assurer le contrôle sanitaire et déterminer le niveau de contamination bactérienne des eaux littorales où s'effectue la cueillette de mollusques bivalves (Fazal-Karim, 1992). Les organismes pathogènes peuvent s'introduire dans les mollusques filtreurs et s'y accumuler. L'évaluation du niveau de contamination de l'eau revêt alors une grande importance afin de déterminer si les mollusques rencontrent les normes pour la consommation humaine. La qualité des eaux coquillières est évaluée selon les normes suivantes : à chaque station d'échantillonnage, la médiane des valeurs ne doit pas être supérieure à 14 coliformes fécaux (c.f.) par 100 ml d'eau et il ne doit pas y avoir plus de 10 p. 100 des échantillons qui dépassent 43 c.f. par 100 ml. À partir de ces résultats, Environnement Canada émet des recommandations de classification des bancs coquilliers à Pêches et Océans Canada qui en autorisera l'ouverture ou la fermeture. Les recommandations sont établies 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 (habituellement du 1^{er} 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 PCSEC n'a pas été réalisé. Le secteur est donc fermé en permanence.

Dans l'estuaire moyen, on retrouve six secteurs coquilliers, deux sur la rive sud près de Cacouna (B-2.2 et B-2.3) et quatre sur la rive nord, dans la région de Baie-Sainte-Catherine (P-1.1, P-1.2, P-1.3, P-1.4). Tous ces secteurs sont actuellement fermés à la cueillette des mollusques (Environnement Canada, 1996; Tableau 29). Parmi les sources de contamination présentes, on note des rejets d'eaux usées municipales, des puisards et des colonies d'oiseaux. Le secteur P-1.4 (Chafaud aux Basques) sur la rive nord est fermé parce qu'Environnement Canada ne peut plus assurer un suivi annuel (Environnement Canada, 1996).

4.5 Pollution par les matières plastiques

Les débris de plastique accumulés le long des rives de l'estuaire moyen entraînent une dégradation esthétique du paysage et représentent aussi une menace potentielle pour la faune et les habitats côtiers. Ces matières plastiques constituaient, en 1992, la majorité des débris recueillis le long des rives de l'estuaire moyen et correspondaient à 61 p. 100 en poids, 85 p. 100 en volume et 85 p. 100 en nombre (Roche ltée, 1993). L'importance relative du plastique varie toutefois d'une localité à l'autre : les stations de Cap-Tourmente, de Saint-Joseph-de-la-Rive et de la pointe aux Orignaux sont celles où les proportions de plastique (exprimées en terme de volume total) sont les plus élevées (Tableau 30). La densité moyenne des débris de plastique pour l'ensemble des six stations serait d'environ 20 kg·km⁻¹ de rive en 1992 (Roche ltée, 1993).

Tableau 29
Classification des secteurs coquilliers de l'estuaire moyen du Saint-Laurent en 1997 en fonction de la qualité bactériologique de l'eau

<i>Numéro du secteur</i>	<i>Nom du secteur</i>	<i>Limites amont et aval du secteur</i>	<i>Classification</i>	<i>Sources de contamination bactérienne</i>
B-2.2	Cacouna-Sud	Extrémité est de la presqu'île Le Gros Cacouna jusqu'à la pointe est de la baie de Cacouna	fermé	Eaux usées de l'Île Verte
B-2.3	Cacouna-Est	Pointe est de la baie de Cacouna jusqu'à la rivière des Vases	fermé	Eaux usées de l'Île Verte et agriculture
P-1.1	Baie-Sainte-Catherine	Pointe Noire à pointe aux Alouettes	fermé	Eaux usées de Baie-Sainte-Catherine et puisards
P-1.2	Pointe au Bouleau	Pointe aux Alouettes à pointe au Bouleau	fermé	Eaux usées de Baie-Sainte-Catherine et puisards
P-1.3	Pointe Hubert	Pointe au Bouleau à pointe Hubert	fermé	Eaux usées de Baie-Sainte-Catherine et puisards
P-1.4	Chafaud aux Basques	Pointe Hubert au cap du Basque	fermé ⁽¹⁾	Colonies d'oiseaux

Source : Environnement Canada (1996)

1 L'évaluation de la qualité de l'eau de ce secteur, en 1992, justifiait une cote « Approuvée ». Compte tenu qu'Environnement Canada ne peut plus assurer le suivi de la qualité de l'eau de ce secteur selon les normes du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques, il en recommande, donc, la fermeture.

Tableau 30
Poids (kg), volume (m³), importance relative (en pourcentage du poids et du volume total) et densité (kg·km⁻¹ de rive) des débris de plastique recueillis en 1992 dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent

<i>Station</i>	<i>Poids (kg) et importance relative, (%)</i>	<i>Volume (m³) et importance relative, (%)</i>	<i>Densité (kg·km⁻¹ de rive)</i>
Rive Sud			
L'Islet-sur-Mer	2,2 (24)	0,32 (71,1)	8
Pointe aux Orignaux	9,3 (62)	0,71 (94,7)	33
L'Anse-au-Persil	4,4 (78)	0,51 (85,0)	22
Rive Nord			
Cap-Tourmente	2,8 (77)	0,29 (96,7)	10
Saint-Joseph-de-la-Rive	11,8 (90)	0,57 (95,0)	44
Cap-à-l'Aigle	1,7 (29)	0,11 (73,3)	6

Source : Adapté de Roche ltée (1993)

Les débris de plastique sont principalement composés de pellicules, sacs et attaches de plastique de même que de couverts jetables, de plastique hygiénique, de contenants d'usage domestique, d'isolants de polystyrène, de bidons (huile, essence et antigel) et de bouteilles. Dans les localités où la densité des débris était importante, on note la présence de sources locales pouvant potentiellement avoir contribué à l'accroissement de la pollution par les matières plastiques. Ainsi, des rejets d'eaux usées non filtrées, des casse-croûtes, des traversiers (traversier Rivière-du-Loup – Saint-Siméon, dans le cas de L'Anse-au-Persil, et Saint-Joseph-de-la-Rive) ou de lieux de villégiature sont remarqués à proximité des lieux d'échantillonnage. D'autres débris peuvent être apportés aux stations via les courants existants dans l'estuaire moyen et maintenus en place selon le type de sédiments (Roche ltée, 1993).

L'estuaire moyen du Saint-Laurent constitue un milieu très différent de l'estuaire fluvial, en amont, et de l'estuaire maritime, en aval. Ce milieu est caractérisé par des marées de grande amplitude, des courants de marée intenses et la présence d'un gradient longitudinal prononcé (profondeur, amplitude des marées, température, salinité, matières en suspension et stratification des masses d'eau). L'estuaire moyen constitue une zone de rétention saisonnière de la matière en suspension transportée par le fleuve et des contaminants liés à cette MES.

Les eaux douces du Saint-Laurent représentent la principale voie d'entrée des contaminants dans l'estuaire moyen et ce, malgré la réduction importante des apports en contaminants en provenance des Grands Lacs et du secteur industrialisé du fleuve Saint-Laurent qui s'est effectuée au cours des dernières années. Les sources locales de contamination, bien qu'elles puissent avoir des effets sur les habitats côtiers, sont dans l'ensemble beaucoup moins importantes.

Les mesures d'assainissement mises en place au cours des dernières années par les plus importants établissements industriels du secteur d'étude ont conduit à une réduction importante des rejets toxiques. Dans le cas de l'établissement papetier Produits forestiers Donohue inc., cette réduction atteignait plus de 95 p. 100 entre 1990 et 1995. Pour ce qui est de l'assainissement urbain, onze stations d'épuration des eaux usées ont été inaugurées jusqu'à maintenant le long des rives de l'estuaire moyen. Les eaux usées d'environ 58 p. 100 de la population riveraine totale y sont traitées. Ces efforts d'assainissement industriel et urbain entraîneront une amélioration de la qualité chimique, bactériologique et esthétique de l'eau de plusieurs secteurs côtiers notamment à l'embouchure des deux plus importants tributaires de l'estuaire moyen, les rivières Malbaie et du Loup. L'ampleur des changements liés à la réduction des rejets ne pourra toutefois pas être déterminée. Les eaux de quelques tributaires font l'objet d'un suivi, mais il est difficile d'évaluer la qualité des eaux des secteurs côtiers de l'estuaire moyen.

Le long de la rive nord, les concentrations plus élevées en cuivre et en plomb seraient plutôt attribuables à des sources locales de contamination. La contamination par les substances organiques toxiques (mirex, DDT, chlordane, hexachlorobenzène et HAP) au niveau la zone de turbidité maximale est généralement faible. Les concentrations en BPC dans l'eau dépassaient le critère de contamination des organismes aquatiques. À cause des importants processus de déposition et resuspension des sédiments qu'on y observe, cette zone est considérée comme un site préférentiel de bioamplification des BPC. L'analyse des carottes de sédiments recueillies sur quelques battures situées dans la zone de turbidité maximale ne permet pas d'établir la chronologie de la contamination dans cette zone, les sédiments étant constamment déposés puis remis en suspension par l'action des courants, des vagues et des glaces.

Dans les zones portuaires, une contamination moyenne (> SEM) par les métaux lourds est omniprésente le long de la rive sud ainsi qu'à Grosse-Île et à l'île aux Grues. La contamination des sédiments apparaît moindre dans les zones portuaires de la rive nord, mais les données ne sont disponibles que pour les quais du traversier de l'île aux Coudres. On note le dépassement du SEN aux installations portuaires de Notre-Dame-du-Portage (BPC), de Rivière-du-Loup (mercure) et de Grosse-Île (mercure). Il faut cependant noter que les critères intérimaires de qualité des sédiments ont été définis pour les eaux douces, et que même s'ils sont utilisés dans l'analyse des sédiments provenant des eaux estuariennes et marines, il est nécessaire d'interpréter les résultats avec prudence.

Bien que l'estuaire moyen du Saint-Laurent représente l'une des régions hydrographiques les plus étudiées du système du Saint-Laurent, les connaissances actuelles sont toujours incomplètes. Les lacunes importantes concernent notamment la durée de séjour des sédiments fins dans la zone de turbidité maximale (aussi bien dans la colonne d'eau que sur les sites préférentiels de déposition), l'importance des retombées atmosphériques directes en mercure, en plomb et en HAP et les effets des activités agricoles. De plus, les données récentes sur les teneurs en substances toxiques (plus particulièrement les organochlorés et les hydrocarbures) dans les différentes masses d'eau de l'estuaire moyen sont très limitées. Mentionnons enfin que les apports en substances toxiques provenant de sources locales ponctuelles (tributaires, effluents industriels et municipaux, trafic maritime, sites riverains de

disposition de neiges usées ou de déchets dangereux) ou diffuses (érosion, ruissellement urbain, drainage des terres agricoles) sont peu connus, ainsi que leurs effets sur la faune du secteur d'étude.

Références

- Allan, R.J., P.G.C. Campbell, U. Förstner et K. Lum (1990). « Fate and Effects of Toxic Chemicals in Large Rivers and Their Estuaries ». *The Science of the Total Environment*, numéro spécial 97/98. 872 p.
- Banque de données sur le dragage et la qualité des sédiments du Saint-Laurent (DRAGSED). (1997). Environnement Canada.
- Barbeau, C., J.-B. Sérodes et J.E. Côté. (1993). « Water at the outlet of the St. Lawrence River. Part II. Suspended matter and solid loadings from 1989 to 1991 ». *Water Poll. Res. J. Can.* 28 : 433-450.
- Bewers, J.M. et P.A. Yeats (1977). « Oceanic residence times of trace metal ». *Nature*, 268 : 595-598.
- Bewers, J.M. et P.A. Yeats (1978). « Trace metals in the waters of a partially mixed estuary ». *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 7 : 147-162.
- Bibeault, J.-F., N. Gratton et A. Jourdain (1998). *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Estuaire moyen*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 15-16-17.
- Bouchard, I. (1993). *Bilan de la réduction des rejets des 50 industries du plan d'action Saint-Laurent (Phase I)*. Équipe d'intervention Saint-Laurent, Direction des services techniques. 24 pages + annexe.
- Bousfield, E.L., G. Filteau, M. O'Neil et P. Gentes (1975). « Population dynamics of zooplankton in the middle St. Lawrence Estuary », dans L.E. Cronin (éd.), *Estuarine research*, Vol. 1, Academic Press, New York, pp. 325-351.
- Budgen, 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. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1078 : 89 p.
- Campbell, J.A. et P.A. Yeats (1983). « Dissolved chromium in the St. Lawrence estuary ». *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 19 : 513-522.
- Canonne, P. et G. Mamarbachi (1975). « Résidus des insecticides organochlorés dans les sédiments du Haut estuaire du fleuve Saint-Laurent ». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 14 : 83-87.
- Centreau (1975). *Étude de la qualité des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent entre Québec et Trois-Pistoles*. Les cahiers Centreau. CRE-75/14 : 154 p.
- Centreau (1976). *Évolution des suspensions et sédiments dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent*. Les cahiers de Centreau, n° 5, Université Laval.

- Centre Saint-Laurent (1991). « Un fleuve, des estuaires, un golfe : les grandes divisions hydrographiques du Saint-Laurent ». *Atlas environnemental du Saint-Laurent*, Coll. Bilan Saint-Laurent, Environnement Canada, Région de Québec, Montréal.
- Coakley, J.P. et D.J. Poulton (1993). « Source-related classification of the St. Lawrence Estuary sediments based on spatial distribution of absorbed contaminants ». *Estuaries* 16 : 873-886.
- Coakley, J.P., E. Nagy et J.B. Sérodes (1993). « Spatial and vertical trends in sediment-phase contaminants in the upper estuary of the St. Lawrence River ». *Estuaries* 16 : 653-669.
- 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 ». *Env. Sci. Technol.* 27 : 2198-2206.
- Comité d'examen public des systèmes de sécurité des navires-citernes et de la capacité d'intervention en cas de déversement en milieu marin. (1990). *Protégeons nos eaux*. Rapport final. Ottawa.
- 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. Coast. Estuar. Studies* 39 : 239-268.
- Cossa, D. et S.A. Poulet (1976). « Survey of trace metal contents of suspended matter in the St. Lawrence estuary and Saguenay fjord ». *J. Fish. Res. Board Can.* 35 : 338-345.
- Cossa, D., C. Gobeil et P. Courau (1988). « Dissolved mercury behavior in the St. Lawrence Estuary ». *Estuar. Coastal Shelf Sci.* 26 : 227-230.
- Cossa, D., C. Gobeil, B. Quémarais, B. Rondeau et T.T. Pham (1995). « Bilan massique du mercure dans le bassin du Saint-Laurent ». 22^E *Atelier de toxicologie aquatique*. Saint-Andrews (N.-B.), octobre 1995. Résumé.
- d'Anglejan, B. (1971). « Submarine sand dunes in the St. Lawrence Estuary ». *Can. J. Earth Sci.* 8 : 1480-1486.
- d'Anglejan, B. (1981). « On the advection of turbidity in the St. Lawrence middle Estuary ». *Estuaries* 4 : 2-15.
- d'Anglejan, B. (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. Coast. Estuar. 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*. Rapport final. Préparé pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement.

- Dalcourt, M.F., R. Béland, E. Pelletier et Y. Vigneault (1992). *Caractérisation des communautés benthiques et études des contaminants dans les aires fréquentées par le béluga du Saint-Laurent*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1845 : 86 + vii p.
- Deschênes, J. et J.-B. Sérodes (1985). « The influence of salinity on *Scirpus americanus* tidal marshes in the St. Lawrence River Estuary, Québec ». *Can. J. Bot.* 63 : 920-927.
- Dionne, J.-C. (1971). « Érosion glacielle de la slikke, estuaire du Saint-Laurent ». *Rev. Géomorph. Dyn.* 20 : 5-21.
- Dionne, J.-C. (1996). « La terrasse Mitis à la Pointe aux Alouettes, Côte nord du moyen estuaire du Saint-Laurent, Québec ». *Géogr. phys. quat.* 50 : 57-72.
- Dionne, J.-C. et S. Poitras (1996). « Observations géomorphologiques sur la batture à méga-blocs, à Petite-Rivière, Charlevoix, Québec ». *Géogr. phys. quat.* 50 : 221-232.
- Dryade (1980). *Habitats propices aux oiseaux migrants*. Env. can., Ser. Can. Faune, Rap. tech., 66 p.
- El-Sabh, M.I. et N. Silverberg (éd.) (1990). *Oceanography of a large-scale estuarine system*. *Coast. Estuar. Stud.* 39 : 434 p.
- El-Sabh, M.I., E. Bourget, M.J. Bowers et J.C. Dionne (1979). « L'océanographie de l'estuaire du Saint-Laurent ». *Nat. Can.*, numéro spécial, 106(1) : 276 p.
- Enviram Groupe-Conseil inc. (1989). *Émissaire des eaux traitées de la ville de Montmagny - Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement du Québec*. Société québécoise d'assainissement des eaux. Dossier 87-04. 92 p. + annexes.
- Environnement Canada (1995). *Inventaire national des rejets de polluants. 1993*. Rapport sommaire.
- Environnement Canada (1996). *Inventaire national des rejets de polluants. 1994*. Rapport sommaire.
- Environnement Canada (1996). *Recommandation de classification. Programme de salubrité des eaux coquillères*. 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*. Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec. 28 pp.
- Farquharson, W.I. (1970). *Tides, tidal streams and currents in the Gulf of St. Lawrence*. Bedford Inst. Oceanogr. AOL Report 1970-5, 145 p.
- Fazal Karim, K. (1992). *Le programme de salubrité des eaux coquillères*. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec. 17 p.

- Fortier, L. et J.A. Gagné (1990). « Larval herring (*Clupea harengus*) dispersion, growth and survival in the St. Lawrence estuary : match/mismatch or membership/vagrancy ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 : 1898-1912.
- Frenette, M., C. Barbeau et J.-L. Verrette (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent*. Rapport préparé par Hydrotech inc pour Environnement Canada et le ministère de l'Environnement du Québec, 185 p.
- Gagnon, M., Y. Ménard et J.F. LaRue (1993). *Caractérisation et évaluation des habitats du poisson dans la zone de transition saline du Saint-Laurent*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. n° 1920 : 82 pp.
- Gagnon, M.M., J.J. Dodson, M.E. Comba et K.L.E. Kaiser (1990). « Congener - specific analysis of the accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) by aquatic organisms in the maximum turbidity zone of the St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada ». *Sci. Tot. Envir.* 97/98 : 739-759.
- Gauthier, D. et D.A. Steel (1996) *A synopsis of the situation regarding the introduction of nonindigenous species by ship-transported ballast water in Canada and selected countries*. Can. tech. rep. fish. aquat. sci. 2380 : vi + 57p.
- Gearing, J. N., M. Noël et J. Tronczynski (1991). « 200 years of varying hydrocarbon pollution in the St. Lawrence : the sedimentary record ». 7^e congrès régional de l'est, Association canadienne pour la recherche sur la pollution de l'eau et sa maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec. Compte-rendu.
- Germain, A., S. Ringuette et J. Tremblay (1994). *Use of the phenanthrene to benzo(a)pyrene ambient air ratio as an indicator for the source of polycyclic aromatic hydrocarbons. Measurement of toxic and related air pollutants*. U.S. EPA Atmospheric Research and Exposure Assessment Laboratory and Air & Waste Management Association. Compte rendu.
- Germain, A. (1997) *Hydrocarbures aromatiques polycycliques – État de la situation au Québec de 1989 à 1994*. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, région du Québec.
- Ghanimé, L., J.-L. DesGranges, S. Loranger et al. (1990). *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent*. Lavalin Environnement inc. pour Environnement Canada et Pêches et Océans (région du Québec). Rapport technique.
- 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., D. Cossa et J. Piuze (1983). *Distribution des concentrations en mercure dans les eaux de l'estuaire moyen du Saint-Laurent*. Rapp. Tech. Can. Hydrogr. Sci. Océan n° 17 : + 14 p.
- Godin, G. (1979). « La marée dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent ». *Nat. Can.*, 106 : 105-121.

- Goudreau, M. et B. Gauthier (1981). *Étude sommaire des empiétements sur le littoral québécois*. Conseil consultatif de l'environnement, 112 p.
- Greisman, P. et G. Ingram (1977). « Nutrient distribution in the St. Lawrence Estuary ». *J. Fish. Res. Board. Can.* 34 : 2117-2123.
- Hamelin et Associés (1991). *Restauration et création de marais à scirpe dans l'estuaire du Saint-Laurent en aval de Québec*. Rapport final. Environnement Canada. Conservation et Protection. 83 p.
- 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. 38 p.
- Hardy, B., L. Champoux, H. Sloterdijk et L. Bureau (1991). *Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Rapport Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Montréal, Canada.
- Hydro-Québec (1995). *Creusage sur les battures pour la pose d'un câble sous-marin entre la rive nord du Saint-Laurent et l'Île-aux-Coudres (alimentation à 25 KV)*. Rapport d'avant-projet.
- Ingram, R.G. (1976). « Characteristics of a tide-induced estuarine front ». *J. Geophys. Res.* 81 : 1951-1959.
- 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 et de la Faune.
- Kaiser, K.L.E., B.G. Oliver, M.N. Charlton, D.K. Nicol et M.E. Comba (1990). « Polychlorinated biphenyls in St. Lawrence river sediments ». *Sci. Tot. Envir.* 97-98 : 495-506.
- Kennish, M.J. (1992). *Ecology of Estuaries : Anthropogenic Effects*. CRC PRESS, Boca Raton, 494 p.
- Khalil, M.F., J. Labbé, S. Lantagne, A.C. Horth et M. Arnac (1984). « Les organochlorés dans l'estuaire du Saint-Laurent ». *Sci. Techn. Eau* 17 : 73-75.
- Koutitonsky, V. G. (1979). « Transport des masses d'eau à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent ». *Nat. Can.*, 106 : 75-88.
- Koutitonsky, V.G. et Y. Gratton (1994). « Marine Environmental Assessment of the St. Lawrence Estuary and the Gulf of St. Lawrence », dans *Physical Perspective*. Rapport à Approvisionnement et Services Canada pour le Ministère des Pêches et des Océans, Région de Québec.
- Krank, K. (1979). « Dynamics and distribution of suspended particulate matter in the Saint-Lawrence Estuary ». *Nat. Can.* 106 : 163-173.
- Lacaze, J.-C. (1980). *La pollution pétrolière en milieu marin : de la toxicologie à l'écologie*. Masson (éd.), Paris, 118 p.

- Langlois, C. et L. Lapierre (1989). « Utilisation de l'écologie et de l'écotoxicologie des communautés biologiques pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent ». Communication présentée au *Symposium sur le Saint-Laurent*, Montréal, les 3 et 4 novembre 1989, en collaboration avec le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.
- Laprise, R. et J.J. Dodson (1989). « Ontogenic changes in the longitudinal distribution of two species of larval fish in a turbid well-mixed estuary ». *J. Fish. Biol.* 35 (Supp. A) : 39-47.
- Lavallée, H.-P. (1991). *Caractérisation des effluents de l'usine F.F. Soucy, Rivière-du-Loup*. Rapport préparé pour l'Association des Industries Forestières du Québec dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent et du Programme de réduction des rejets industriels. 37 p. + annexes.
- Lavoie, R. et G. Beaulieu (1971). « Salinité des eaux de surface dans l'estuaire du Saint-Laurent ». *Nat. Can.* 98 : 191-192.
- Lebeuf, M. (1997). « Les composés organochlorés dans les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent », dans R.C. Pierce et D. Williams, *Book of abstracts : Department of Fisheries and Oceans, Green Plan Toxic Chemicals Program, Wrap-up conference*, Government Conference Centre, Ottawa, Ontario, January 28-31, 1997. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2163 : p.9.
- Legault, G. et M. Villeneuve (1993). *Le Chimiotox : Résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent*. Équipe d'intervention Saint-Laurent, Direction des services techniques. Volume II.
- Levasseur, M.E. et J.C. Therriault (1987). « Phytoplankton biomass and nutrient dynamics in a tidally-induced upwelling : the role of the $\text{NO}_3 : \text{SiO}_4$ ratio ». *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 39 : 87-97.
- 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). « Petroleum residues in the waters of the Gulf of St. Lawrence », dans P.M. Strain (éd.), *Chemical oceanography of the Gulf of St. Lawrence*. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 220 : 99-122.
- Loring, D.H. (1990). « Trace metals geochemistry of Gulf of St. Lawrence sediments », dans P.M. Strain (éd.), *Chemical oceanography of the Gulf of St. Lawrence*. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 220 : 99-122.
- Lucotte, M. (1989). « Phosphorus reservoirs in the St. Lawrence Estuary ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 : 59-65.
- Lucotte, M. et B. d'Anglejan (1986). « Seasonal control of the Saint-Lawrence maximum turbidity zone by tidal-flat sedimentation ». *Estuaries*, 9 : 84-94.

- Lum, K.R., K.L.E. Kaiser et M.E. Comba (1987). « Export of mirex from Lake Ontario to the St. Lawrence estuary ». *Sci. Tot. Envir.* 67 : 41-51.
- Martel, L., M.J. Gagnon, R. Massé, A. Leclerc et L. Tremblay (1986). « Polycyclic aromatic hydrocarbures in sediments from the Saguenay Fjord, Canada ». *Environ. Cont. Toxicol.* 37 : 133-140.
- Milliman, J.D. et R.H. Meade (1983). « World-wide delivery of river sediments to the oceans ». *J. Geol.* 91 : 1-21.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1989). *Annuaire hydrologique 1987-1988*. Direction du milieu hydrique. 62 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1990, rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1991a). *Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au Québec. Régions no 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 (1991b). *Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au Québec. Région no 12 - Chaudière-Appalaches*. Direction des programmes de gestion des déchets et des lieux contaminés.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1993). *État de l'environnement au Québec, 1992*. Montréal. Guérin. 560 p.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1994). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur des pâtes et papiers 1992*. Direction des politiques du secteur industriel, Service de l'assainissement des eaux.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (1996) *Mise à jour des critères de contamination d'organismes aquatiques*.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO) (1996). *Système d'information pour la gestion de l'habitat du poisson (SIGHAP); secteur Estuaire moyen*. Institut Maurice-Lamontagne, Gestion de l'habitat du poisson.
- Ministère des Pêches et des Océans (1997a). *Tables des marées et courants du Canada; Fleuve Saint-Laurent et rivière Saguenay; édition 1997, volume 3*.
- Ministère des Pêches et des Océans (1997b). *Atlas des courants de marée. - Estuaire du Saint-Laurent, du cap de Bon-Désir à Trois-Rivières*, Ottawa (Ontario).
- Monahan, D. (1976). « Morphology and sediments of sand waves in the St. Lawrence Estuary ». *Mar. Sed.* 12 : 1-7.
- Mousseau, P., M. Gagnon, P. Bergeron, J. Leblanc, R. Siron (1998) *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques de l'estuaire moyen du Saint-Laurent*. Ministère

- des Pêches et des Océans – Région Laurentienne, Division de la gestion de l'habitat et des sciences de l'environnement, Institut Maurice-Lamontagne – et Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 15, 16 et 17.
- Neu (1970). *A study on mixing and circulation in the St. Lawrence Estuary up to 1964*. AOL Rep. 1970-9, Bedford Inst. Oceanogr., Dartmouth, 31 p.
- Pham, T.T., K.R. Lum et C. Lemieux (1993). « The occurrence, distribution and sources of DDT in the St. Lawrence River ». *Chemosphere* 26 : 1595-1606.
- Pocklington, R. et F.C. Tan (1987). « Seasonal and annual variations in the organic matter contributed by the St. Lawrence river to the Gulf of St. Lawrence ». *Geochim. Cosmochim. Acta* 51 : 2579-2586.
- Poissant, L., P. Rancourt et B. Harvey (1995). « Relations mesurées en milieu rural au sud du Québec (Canada) entre la concentration de la vapeur mercurielle atmosphérique et quelques facteurs environnementaux ». *Pollution atmosphérique*. Octobre-décembre 1995.
- Proulx, S. (1993a). *Évaluation des sources d'apports toxiques au fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent.
- Proulx, S. (1993b). *Évaluation des sources d'apports toxiques en provenance des tributaires du fleuve Saint-Laurent : priorisation des tributaires (rapport de données)*. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, 62 p.
- Proulx, H., G. Jacques, A.-M. Lamothe et J. Litynski (1987). *Climatologie du Québec méridional*. MEF. Dir. Météorol., M.P. 65 : 198p.
- Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994a). « Concentrations and sources of PCBs and organochlorine pesticides in the St. Lawrence River (Canada) and its tributaries ». *Chemosphere*, 29 : 591-610.
- Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994b). « Temporal variations of PCB concentration in the St. Lawrence River (Canada) and four of its tributaries ». *Chemosphere*, 28 : 947-959.
- Quémerais, B., K.R. Lum et C. Lemieux (1996). « Concentrations and transport of trace metals in the St. Lawrence River ». *Aquat. Sci.* 58 : 52-68.
- Ramade (1992). *Précis d'écotoxicologie*. Masson, Paris, 330p .
- Roche Ltée (1993). *Caractérisation des débris de plastique de l'estuaire du Saint-Laurent*. Rapport final présenté au ministère des Pêches et des Océans. 26 p.
- Roy, L. (1989). *L'approche ZIP et le Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, 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.
- Sérodes, J.B. (1980). *Étude de la sédimentation intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Direction Générale des Eaux Intérieures; Région du Québec, 28 p.
- Sérodes, J.B. et J.-C. Roy (1983). « Distribution of some radionuclides in the St. Lawrence Estuary ». *Oceanol. acta* 6 : 185-192.
- Sérodes, J.B. et J.P. Troude (1984). « Sedimentation cycle of a freshwater tidal flat in the St. Lawrence Estuary ». *Estuaries*, 7 : 119-124.
- Sérodes, J.B., M. Dubé et J. Deschênes (1983). *Étude de la dynamique sédimentaire et du pouvoir de transformation des zones intertidales de l'estuaire moyen du Saint-Laurent : cas de l'estran de Kamouraska*. Env. Canada, Dir. gén. eaux. int., rég. Québec, Rap. tech., 90 p.
- Siron, R., E. 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. Can.* 26 : 61-86.
- Smith, J.N. et E.M. Levy (1990). « Geochronology for polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in sediments of the Saguenay fjord ». *Env. Sci. Tech.*, 24 : 874-879.
- Soucy, A., Y. Bérubé, J.-P. Troude et P. Méric (1976). « Évolution des suspensions et sédiments dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent ». *Les Cahiers de Centreau*, 1(5), 67 p.
- Subramanian, V. et B. d'Anglejan (1976). « Water chemistry in the St. Lawrence Estuary ». *J. Hydrolog.* 29 : 341-354.
- Therriault, J.C., L. Legendre et S. Demers (1990). « Oceanography and ecology of phytoplankton in the St. Lawrence Estuary ». *Coast. Estuar. Studies*, 39 : 269-295.
- Tremblay, G.-H. et C. Gobeil (1990). « Dissolved arsenic in the St. Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord, Canada ». *Mar. Pollut. Bull.* 21 : 465-469.
- Tronczynski, J., J.N. Gearing et S. Macko (1987). « Characterization of selected organics on particles and sediments in the St. Lawrence Estuary ». *21^e Congrès annuel de la Société d'océanographie et de météorologie*, 16-19 juin, Saint-Jean, Terre-Neuve, Canada.
- Troude, J.P., J.B. Sérodes et B. Elouard (1983). *Étude des mécanismes sédimentologiques des zones intertidales de l'estuaire moyen du Saint-Laurent : cas de la batture de la pointe aux Prêtres*. Env. Can., Dir. gén. eaux int., Rég. Québec, Rap. tech. GCS-81-02 : 69 p.
- Vigeant, G. (1984). *Cartes climatologiques du Saint-Laurent (fleuve et golfe)*. Serv. Environ. Atmos. Canada. Ville Saint-Laurent, Québec, Canada, 15 p.

- Yeats, P.A. (1990a). « Substances nutritives », dans P.M. Strain (éd.), *Océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent*. Bull. Can. Sci. Halieut. Aquat. 220 : 31-52
- Yeats, P.A. (1990b). « Reactivity and transport of nutrients and metals in the St. Lawrence Estuary », dans M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a large-Scale estuarine system : the St. Lawrence*. Coast. Estuar. Studies, Vol. 39, Springer-Verlag, New-York, pp. 155-169.
- Yeats, P.A. (1990c). « Trace metals in the water column », dans P.M. Strain (éd.), *Océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 79-98.
- Yeats, P.A. et D.H. Loring (1991). « Dissolved and particulate metal distribution in the St. Lawrence estuary ». *Can. J. Earth Sci.* 28 : 729-742.
- Zinger I. et C. Delisle (1988) « Quality of used-snow discharged in the St. Lawrence River, in the region of the Montreal harbour ». *Wat. Air Soil Poll.* 39 : 47-57

Annexes

1 Glossaire

- Archipel** : Groupe ou chaîne d'îles
- 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
- 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
- Charriage** : Matériel transporté au contact immédiat du fond du lit par un cours d'eau.
- Composante harmonique de la marée** : Terme du développement d'une fonction périodique en série de Fourier
- Cyclonique** : Circulation de la masse d'eau allant dans le sens anti-horaire
- Crête** : Ligne de faite d'une montagne ou d'un ensemble montagneux.
- Dépression** : Abaissement d'une surface; enfoncement, creux.
- 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.
- Étale** : Moment où le niveau de la mer ou d'un cours d'eau est stabilisé.
- Étiage**: Niveau minimal atteint par un cours d'eau en période sèche.
- Fetch** : Longueur d'une aire de formation de vagues dans laquelle le vent générateur souffle durablement dans une direction donnée.
- Floculation** : Transformation que subissent les suspensions colloïdales par association des particules constituantes.
- Flot** : Intervalle de temps pendant lequel le courant de marée est dirigé approximativement dans le même sens que le courant à pleine mer; pendant cette période, le courant est de flot.
- Force de Coriolis** : 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'hémisphère nord et vers la gauche, dans l'hémisphère sud. Elle est maximale aux pôles et nulle à l'Équateur
- Jusant** : période pendant laquelle la mer se retire.

Marée diurne : Un seul cycle de marée par jour, une marée de vive-eau et une marée de morte-eau.

Marée semi-diurne : Marée qui demande à peu près une demi-journée lunaire pour accomplir sa période, c'est-à-dire qui a deux pleines mers et deux basses mers dans un même jour lunaire; le type de marée prédominant est semi-diurne.

Marnage : Amplitude des marées

Morte-eaux (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.

Platin : Terrain riverain périodiquement submergé où croît souvent de la végétation.

Sédimentation : Accumulation de particules en dispersion dans un milieu fluide sous l'effet d'une force de gravité ou d'une force centrifuge.

Vive-eaux (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.

Références

La banque de données linguistiques du gouvernement du Canada (1996). Bureau de la traduction.

2 Un indicateur de rejets toxiques : l'indice Chimiotox

L'évaluation de la pollution est un exercice complexe où souvent de nombreux résultats d'échantillonnage doivent être pris en considération. Ces résultats, analysés un à un, ne donnent qu'une représentation fragmentaire de la problématique environnementale à laquelle l'intervenant est confronté. L'exercice montre bien qu'il soit difficile d'obtenir des images d'ensemble des rejets toxiques.

Le modèle Chimiotox est un modèle mathématique indicateur des rejets toxiques qui permet d'obtenir des images d'ensemble (ÉISL et BPC Environnement, 1992a, 1992b; Legault et Villeneuve, 1993). Le Chimiotox utilise les résultats d'une campagne de caractérisation (intégration de trois journées d'échantillonnage avec prélèvements aux 15 minutes) pour calculer une nouvelle unité qui tient compte de la toxicité relative de chacun des polluants (environ 120 substances). Cette unité fournit un nouvel outil d'évaluation, de comparaison et d'intégration des résultats.

Le modèle Chimiotox

Dans le cadre d'une évaluation globale d'un effluent industriel, le Chimiotox sert d'indicateur dans la caractérisation physico-chimique des substances toxiques. Pour ce faire, le modèle intègre le concept de **pondération toxique**. La pondération toxique est basée sur le potentiel toxique relatif des contaminants et permet, lorsqu'elle est appliquée à chaque substance polluante présente dans l'effluent, de ramener les contaminants à un dénominateur commun de toxicité potentielle et de danger pour le milieu récepteur. Le facteur de pondération toxique ($F_{tox.}$) est déterminé selon l'équation 1 :

$$F_{tox.} = \frac{1 \text{ mg/l}}{CPS_i \text{ mg/l}} \quad (1)$$

où $F_{tox.}$: le facteur de pondération toxique du paramètre i ;

1 mg/L : une référence arbitraire;

CPS_{*i*} : le critère de qualité de l'usage de l'eau le plus sensible du paramètre *i*.

Le critère de l'usage le plus sensible (CPS) de qualité de l'eau retenu pour le calcul du facteur de pondération toxique (F_{TOX.}) est déterminé à partir de quatre banques de données qui sont regroupées dans le document intitulé *Critères de qualité de l'eau* (MENVIQ, 1990). Les critères contenus dans ces quatre banques ont été élaborés pour quatre usages de l'eau (voir annexe 4), soit respectivement : l'eau brute, la contamination d'organismes aquatiques (bioaccumulation), la toxicité chronique et la toxicité aiguë de substances toxiques pour la vie aquatique. Ces critères de qualité visent la protection de la santé humaine lors de la consommation d'eau non traitée et d'organismes aquatiques (par exemple le poisson) prélevés directement d'un plan d'eau (eau brute) et la protection de la vie aquatique et de la faune terrestre associée au milieu aquatique.

Pour calculer le Chimiotox, le facteur de pondération toxique a été élaboré uniquement à partir de deux critères de qualité, celui de la contamination d'organismes aquatiques et celui de la toxicité chronique pour la vie aquatique. Les données de l'eau brute n'ont pas été retenues parce qu'aucune prise d'eau municipale était située à moins de 5 km d'un des effluents des 50 établissements industriels visés par le Plan d'action Saint-Laurent (PASL). De même, les données de toxicité aiguë pour la vie aquatique n'ont pas été retenues parce que les critères sont moins contraignants que ceux relatifs à la toxicité chronique pour la vie aquatique.

Le produit de la charge polluante par un facteur de pondération toxique résulte en unités Chimiotox (UC), selon l'équation 2 :

$$Uc_i = charge_i \times F_{tox_i} \quad (2)$$

où UC_{*i*} : l'unité Chimiotox du paramètre *i*;

charge_{*i*} : la quantité du paramètre *i* (kg/d);

F_{TOX. *i*} : le facteur de pondération toxique du paramètre *i*.

L'objectif d'une telle démarche vise, d'une part, à pondérer l'importance de chaque rejet dans le but de comparer et de compiler les données d'analyses chimiques. D'autre part, les unités Chimiotox individuelles de chaque contaminant sont additionnées pour définir l'indice Chimiotox (IC). L'intégration des résultats peut se faire par industrie, par groupe de contaminants, par secteur industriel, par secteur géographique ou globalement, selon l'équation 3 :

$$IC = \sum_i^n UC_i \quad (3)$$

où IC : l'indice Chimiotox d'une industrie;
 UC_i : l'unité Chimiotox d'un paramètre;
 n : le nombre de paramètres.

Le calcul des charges nettes de chaque paramètre pour chaque effluent a été calculé selon l'équation 4 :

$$\text{Charge nette moy. (kg/d)} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i (C_{\text{eff.}i} - C_{\text{alim.}})}{1000 n} \quad (4)$$

où Q_i : débit d'un effluent *i* (m³/d);
 C_{eff. i} : concentration du paramètre *i* (mg/L) dans l'effluent *i*;
 C_{alim.} : concentration du paramètre *i* (mg/L) dans l'eau d'alimentation;
 n : nombre de jours d'échantillonnage.

Pour les établissements ayant plus d'un effluent, on effectue la sommation des charges nettes moyennes des paramètres de chaque effluent, selon l'équation 5 :

$$\text{Charge nette moy, tot.} = \sum_j^m \text{charge nette moy.}_i \quad (5)$$

où m : nombre d'effluents.

Le modèle CHIMIOTOX a été appliqué à l'effluent final des usines. Lorsqu'un établissement avait plus d'un effluent final, la sommation des charges des paramètres de chaque effluent a été effectuée avant l'application du modèle.

Potentiel et limites du modèle Chimiotox

L'indice Chimiotox permet de comparer et d'intégrer les résultats de caractérisation de paramètres non conventionnels. Plusieurs niveaux d'intégration peuvent être envisagés : familles de polluants, industries, secteurs géographiques etc. L'indice Chimiotox peut être utilisé non seulement comme indicateur de rejets, mais aussi comme indicateur de rendement ou de la contamination d'un réseau ou d'un plan d'eau.

Cependant, le Chimiotox ne fournit qu'un indice des rejets toxiques. Il ne prend pas en compte les effets de synergie des contaminants, de biodisponibilité ou de dilution des toxiques dans le milieu récepteur. par conséquent, l'indice ne doit pas être considéré comme une mesure de la toxicité réelle des rejets. Enfin, la validité de l'indice Chimiotox dépend de la qualité des analyses chimiques effectuées en laboratoire et de la mise à jour constante des critères de qualité de l'eau. Il faut également comparer les résultats du Chimiotox avec prudence, car un nombre différent de substances peuvent être analysées, ce qui peut surestimer ou sous-estimer l'indice.

Références

Équipe d'intervention Saint-Laurent (ÉISL) et BPC Environnement (1992a). *Le CHIMIOTOX : Un indicateur de rejets toxiques*. Environnement Canada, ministère de l'Environnement du Québec et BPC Environnement. Document sur la méthode.

- Équipe d'intervention Saint-Laurent (ÉISL) et BPC Environnement (1992b). *L'indice CHIMIOTOX : Principes méthodologiques appliqués aux 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada, ministère de l'Environnement du Québec et BPC Environnement.
- Legault G. et M. Villeneuve (1993). *LE CHIMIOTOX : Résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent*. Équipe d'intervention Saint-Laurent, Direction des services techniques. Volumes I et II.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990, rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.

3 Le Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)

L'identification des sources majeures de pollution industrielle pose plusieurs problèmes en raison de la nature, de la teneur et de la charge en substances toxiques qui peuvent être très différentes dans les effluents rejetés par les industries dans le Saint-Laurent. Une telle démarche soulève plusieurs questions conceptuelles lorsqu'on essaie d'évaluer et de comparer le potentiel toxique de ces effluents. Par exemple, quel est l'impact relatif sur le milieu récepteur d'un effluent par rapport à un autre lorsque les contaminants qu'ils contiennent ont des effets toxiques de diverses intensités (létales, sublétales, aigus, sublétales chroniques) ou qu'ils affectent différents niveaux trophiques (bactéries, algues, invertébrés)? Un effluent fortement toxique pour un seul niveau trophique (une espèce) est-il plus dommageable pour l'environnement qu'un effluent faiblement toxique pour plusieurs niveaux trophiques (plusieurs espèces)? Comment peut-on tenir compte de la persistance ou de l'atténuation de la toxicité des contaminants contenus dans un effluent? Devrait-on donner la même importance aux effets génotoxiques qu'à ceux affectant la survie et la reproduction des espèces? Le BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels) développé par le Centre Saint-Laurent (Costan *et al.*, 1993) est un outil mathématique qui permet d'évaluer et de comparer le potentiel toxique des usines du Plan d'action Saint-Laurent.

Le modèle BEEP

Le BEEP permet l'intégration des résultats d'une batterie de bioessais à l'effluent : le test Microtox[®] avec la bactérie *Photobacterium phosphoreum*, le microtest d'inhibition de la croissance de l'algue *Selenastrum capricornutum*, les tests d'inhibition de reproduction et de mortalité du micro-crustacé *Ceriodaphnia dubia* et le test de génotoxicité SOS Chromotest avec la bactérie *Escherichia coli*. Le BEEP tient compte également de la persistance et de l'atténuation de la toxicité des substances contenues dans un effluent, des différents niveaux trophiques susceptibles d'être affectés par la contamination et du débit de l'effluent. Tous ces facteurs sont intégrés dans l'équation 1 :

$$P = \log_{10} [1 + n(\sum_{i=1}^N T_i)Q] \quad (1)$$

- où
- P : valeur numérique de l'indice BEEP;
 - n : nombre de bioessais affichant des réponses (géo)toxiques positives;
 - N : nombre maximal de réponses (géo)toxiques possibles;
 - T_i : unités toxiques (UT) résultant d'un bioessai effectué **avant** ou **après** le test de biodégradation pratiqué sur l'échantillon de l'effluent;
 - Q : débit de l'effluent (m³/h).

L'indice BEEP est exprimé par une valeur numérique sur une échelle logarithmique. La structure de cette échelle est simple et suffisamment flexible pour permettre l'ajout ou le retrait éventuel de certains bioessais. Bien qu'en théorie les valeurs de l'indice BEEP varient entre zéro et l'infini, l'indice BEEP ne dépasse pas 10 en pratique à cause de la progression logarithmique des valeurs ($\log_{10} 10^{10} = 10$). Par conséquent, une augmentation d'une unité de l'indice BEEP se traduit par une augmentation de la charge toxique par un facteur de 10.

Le BEEP permet de comparer la toxicité potentielle des effluents finaux appartenant à huit secteurs industriels bien précis (pâtes et papiers, raffineries de pétrole, chimie inorganique, chimie organique, mines, métallurgie, traitement de surface et textiles). Avant les récentes modifications apportées aux systèmes de traitement des eaux usées, le secteur des pâtes et papiers se démarquait nettement par son fort potentiel de toxicité et par un débit de rejet très élevé. Les indices BEEP des papeteries se situaient entre 4,4 et 7,5. Dans la plupart de ces effluents, les contaminants étaient persistants et affectaient la majorité des organismes-cibles utilisés (bactéries, algues, crustacés) à différents degrés de toxicité (létaux, sublétaux aigus, sublétaux chroniques). Dans la majorité des usines, on note actuellement que l'effluent final est non toxique.

Finalement, il y a lieu de noter certaines limites d'interprétation du BEEP. Bien que les indices soient calculés à partir d'un certain nombre de tests écotoxicologiques connus sans toutefois être exhaustifs, les réponses (géo)toxiques auraient pu être différentes si on avait appliqué d'autres types de bioessais. La valeur de l'indice BEEP pour une usine n'intègre pas la

variabilité dans la composition chimique et dans le débit des effluents puisque les bioessais sont pratiqués sur un échantillon quotidien avec prélèvement aux deux heures.

Références

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.F. Féraud (1993). «Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP) : A Novel Index to Assess and Compare the Toxic Potential of Industrial Effluents», *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 8 (1).

4 Critères de qualité pour divers usages de l'eau

Pour déterminer la qualité de l'eau du secteur d'étude de l'estuaire moyen, les résultats ont été comparés aux critères de qualité des différents usages de l'eau élaborés par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF—auparavant connu sous le nom de Ministère de l'Environnement du Québec, MENVIQ) (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Ces critères de qualité ont été retenus de préférence à ceux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1987) pour les raisons suivantes :

Les critères du MEF sont, dans bien des cas, ceux du CCME.

Les critères du MEF reposent, à chaque fois que cela est possible, sur des considérations environnementales et non sur des facteurs tels que la limite de détection ou les facteurs socio-économiques parfois introduits par Santé Canada ou par l'U.S. Food and Drug Administration.

L'existence d'un critère spécifique pour la contamination des organismes aquatiques qui vise la protection de la santé humaine.

Le vaste choix de paramètres qu'offre le MEF et leur constante mise à jour ainsi que l'ajout continu de nouveaux paramètres.

Le souci d'uniformité avec les travaux d'interprétation de la qualité de l'eau des tributaires du Saint-Laurent actuellement en voie de réalisation à la Direction des écosystèmes aquatiques du MEF.

Le tableau 31 contient les critères relatifs à l'eau douce qui s'appliquent aux éléments et aux substances chimiques prioritaires à l'étude pour différents usages. Ces usages peuvent être résumés comme suit (MENVIQ, 1990, rév. 1992; MEF, 1996) :

Eau brute : Concentration aqueuse d'un contaminant à ne pas dépasser dans le milieu afin de préserver à long terme les usages reliés à la santé humaine (alimentation en eau et consommation d'organismes aquatiques) et pour maintenir la qualité esthétique de l'eau à un niveau acceptable pour les usages domestiques. Applicable en eau douce seulement.

Contamination d'organismes aquatiques : Concentration aqueuse d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans qu'ils ne l'accumulent jusqu'à des niveaux nuisibles à la santé humaine.

Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) : Correspond à la concentration aqueuse d'un contaminant à laquelle les organismes et leur progéniture peuvent être exposés indéfiniment sans subir d'effets néfastes.

Activités récréatives (contact primaire) : Critère permet la détermination d'un seuil, afin de protéger les activités récréatives où tout le corps est régulièrement en contact avec l'eau. On pense notamment à la baignade.

Les règles d'application des critères Vie aquatique se résument comme suit : dans un milieu dont la salinité est plus petite que 1 unité psu, les critères Vie aquatique eau douce sont retenus; si la salinité est plus grande que 5 unités psu, les critères eau salée sont retenus; si la salinité est entre 1 et 5, il est suggéré d'utiliser le critère le plus bas entre celui d'eau douce et d'eau salée, à moins de tenir suffisamment d'information sur les espèces en présence pour faire un choix.

Tableau 31
Liste des contaminants et critères de qualité pour divers usages de l'eau

<i>Substances</i>	<i>Eau brute (mg·l⁻¹)</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg·l⁻¹)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg·l⁻¹)</i>
Paramètres conventionnels			
Azote ammoniacal	0,5		Varie avec la température et le pH
Chlorures	< 250,0		230,0
Fluorures	1,0		0,2
Nitrites	1,0		0,02
Nitrates	10,0		40
Nitrites-nitrates	10,0		
pH	entre 6,5 et 8,5		entre 6,5 et 9,0
Phosphore			0,03
Sulfates	< 150,0		
Sulfures (H ₂ S)	< 0,05		0,002
Turbidité	1,0 UNT		
Métaux			
Aluminium	0,2		0,087
Arsenic	2,2E-06	1,4E-04	0,05
Cadmium	0,005		$e^{[0,7852 (\ln \text{dureté}) - 3,49]}/1000$
Chrome	0,05		0,002
Cuivre	< 1,0		$0,2e^{[0,8545 (\ln \text{dureté}) - 1,465]}/1000$
Fer	0,3		0,3
Manganèse	< 0,05		
Mercure	1,44E-04	1,5E-04	6,00E-06
Nickel	0,0134	4,6	$e^{[0,8460 (\ln \text{dureté}) + 1,1645]}/1000$
Plomb	0,05		$e^{[1,273 (\ln \text{dureté}) - 4,705]}/1000$
Sélénium	0,01		0,005
Zinc	< 5,0		$e^{[0,8473 (\ln \text{dureté}) + 0,7614]}/1000$

<i>Substances</i>	<i>Eau brute (mg·l⁻¹)</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg·l⁻¹)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg·l⁻¹)</i>
Substances organiques toxiques			
Acénaphthylène			
Acénaphène	0,02		0,003
Aldrine	7,4E-08	1,4E-07	
Anthracène	0,05	110,0	
Benzo (a) anthracène	2,8E-06	3,1E-05	
Dibenzo (a,h) anthracène	2,8E-06	3,1E-05	
Atrazine	0,06		0,002
Benzène	6,6E-04	0,071	0,06
Hexachlorobenzène (HCB)	7,2E-07	7,7E-07	6,5E-06
BPC totaux	7,9E-08	4,5E-08	1,0E-06
Hexachlorobutadiène	4,5E-04	0,05	1,00E-04
Chlordane	4,6E-07	5,9E-07	6,0E-06
Chrysène	2,8E-06	3,1E-05	
Hexachlorocyclohexanes (a-BHC)	9,20E-06	1,3E-05	1,00E-05
Hexachlorocyclohexanes (γ-BHC)	1,86E-05	6,3E-05	1,00E-05
Hexachlorocyclopentadiène	0,001	17,0	4,5E-04
DDT et métabolites	2,40E-08	5,9E-07	1,00E-06
Diazinon	0,02		3,00E-06
Dieldrine	7,1E-08	1,4E-07	1,9E-06
Endosulfan	0,074	0,002	2,00E-05
Endrine	2,0E-04	8,4E-04	2,3E-06
Dichloro-1,1 éthylène	3,3E-05	0,0032	0,07 (P) ^a
Dichloro-1,2 éthylène	0,07		
Trichloroéthylène	2,7E-03	0,081	0,094
Tétrachloroéthylène	8,0E-04	8,85 ^E -03	0,26
Fluoranthène	0,042	0,37	1,0E-04 (P)
Benzo (b) fluoranthène	2,8E-06	3,1E-05	
Benzo (k) fluoranthène	2,8E-06	3,1E-05	
Fluorène	0,05	14,0	
Gaïacol			Voir substances phénol. tot.
Dichlorogaïacol			Voir substances phénol. tot.
Trichlorogaïacol			Voir substances phénol. tot.
Tétrachlorogaïacol			Voir substances phénol. tot.
Indène			
Trichlorométhane (chloroforme)	1,9E-04	0,47	0,08 (P)
Tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone)	4,0E-04	0,0044	
Mirex	4,00E-05		1,00E-06
Naphtalène	0,01		0,029
Chloro-2 naphtalène	0,01		
Méthyl-1 naphtalène			
Méthyl-2 naphtalène			
Tétrahydro-1,2,3,4 naphtalène			
Phénanthrène	0,05		

<i>Substances</i>	<i>Eau brute (mg·l⁻¹)</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg·l⁻¹)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg·l⁻¹)</i>
Benzo (<i>ghi</i>) pérylène			
Phénol	0,3	4 600	Voir substances phénol. tot.
Trichloro-2,4,6 phénol	0,0012	0,0065	0,018
Pentachlorophénol	0,03	0,0082	e [1,005 (pH) - 5,290]
			/1000
Substances phénoliques tot.	0,002		0,005
Dibutyl-phtalate (DBP)	34,0	12,0	0,004
Diéthyl-phtalate	350,0	12,0	0,0002
Di(2-éthyl-hexyl)phtalate	15,0	0,0059	0,0006
Diocyl-phtalate	0,05		0,0002
			(critère des phtalates)
Pyrène	0,05	11,0	
Benzo (<i>a</i>) pyrène	2,8E-06	3,1E-05	
Indéno (1,2,3- <i>cd</i>) pyrène	2,8E-06	3,1E-05	
Liste complémentaire			
Monochlorobenzène	0,003	21,0	0,071
Dichloro-1,2 benzène	0,0003	17,0	0,007
Dichloro-1,4 benzène	0,0001	2,6	0,004
Trichloro-1,2,4 benzène	0,074	0,022	0,0005
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène			0,0001
Pentachlorobenzène	0,074	0,085	3,0E-05
Césium-137	5,0 Bq/l		
Heptachlore	2,8E-07	2,1E-07	1,0E-05
Méthoxychlore	0,9		3,00E-05
Tétrachloro-2,3,7,8 dibenzoparadioxine	1,3E-11	1,40E-11	
Acide dichloro-2,4 phénoxyacétique	0,1		0,004
HAP totaux (voir liste des HAP de l'annexe 5 dans MENVIQ, 1990, rév. 1992)	2,8E-06	3,1E-05	
Iode-131	1,0 Bq/l		
Phtalates (esters de)			2,00E-04
Radium-226	0,1 Bq/l		
Strontium-90	1,0 Bq/l		
Tritium	4000 Bq/l		
Bactéries			
Coliformes fécaux ^b	1000 c.f./100 ml		

Sources : MENVIQ (1990, rév. 1992); MEF (1996)

a (P) : critère provisoire

b Le critère relatif aux activités récréatives (contact primaire) correspond à 200 c.f. par 100 ml.

Précisions sur les critères relatifs à l'eau brute et les normes d'eau potable

Les critères relatifs à l'eau brute, c'est-à-dire l'eau non traitée puisée directement d'un plan d'eau, ne doivent pas être confondus avec les «normes» qui s'appliquent à l'eau potable et qui découlent du *Règlement sur l'eau potable* (Q2A). Plusieurs particularités les différencient.

Les normes réglementaires, tout en tenant compte d'aspects économiques et technologiques, définissent la qualité d'une eau qu'une personne peut boire toute sa vie, avec un risque acceptable. L'eau potable traitée sortant du robinet des citoyens peut donc être analysée et les résultats comparés aux normes réglementaires.

Les critères d'eau brute définis dans les *Critères de qualité de l'eau* représentent la qualité idéale d'un plan d'eau et visent à protéger une personne qui peut à la fois boire de l'eau potable puisée de ce plan d'eau et manger des organismes aquatiques pêchés de ce même plan d'eau, au cours de toute sa vie. Ces critères considèrent deux sources d'exposition : l'eau et les organismes aquatiques.

La différence entre les deux types de valeurs provient à la fois de l'inclusion, dans les calculs, de la quantité ingérée d'organismes aquatiques et du facteur de bioaccumulation pour les critères d'eau brute, et des contraintes économiques, analytiques et technologiques pour les normes d'eau potable. Si on compare, pour un contaminant donné, les valeurs numériques de la norme d'eau potable et du critère d'eau brute, les situations suivantes peuvent survenir :

Le critère d'eau brute impose des valeurs plus faibles que la norme d'eau potable dans le cas des contaminants dits «bioaccumulables», c'est-à-dire que les contaminants que les organismes aquatiques peuvent accumuler dans leur chair; dans ce cas, le critère d'eau brute (eau et organismes) ne peut pas avoir la même valeur numérique que la norme relative à l'eau potable, puisqu'il inclut dans son calcul les quantités d'organismes ingérés et le facteur de bioaccumulation.

Le critère d'eau brute peut avoir la même valeur numérique que la norme dans le cas des contaminants dits «non bioaccumulables», le potentiel de contamination des organismes aquatiques devenant négligeable; dans ce cas, une personne n'est en contact avec le contaminant présent dans l'eau que lorsqu'elle boit cette eau.

Il faut donc être particulièrement prudent quand on compare une valeur mesurée dans l'eau avec la valeur du critère d'eau brute et la valeur de la norme. Lors d'une telle comparaison, les situations suivantes peuvent survenir :

La valeur mesurée dans le plan d'eau est plus faible que le critère et la norme pour un contaminant. On peut conclure qu'une personne buvant l'eau puisée de ce plan d'eau et consommant des organismes aquatiques qui y sont pêchés ne sera pas exposée. Ce plan d'eau pourrait servir comme source d'alimentation en eau potable et aucun traitement ne serait requis.

La valeur mesurée dans le plan d'eau dépasse le critère d'eau brute, mais est inférieure à la norme. On présume ici qu'une personne peut boire cette eau en toute sécurité, mais qu'elle doit restreindre sa consommation d'organismes aquatiques provenant de ce plan d'eau.

Précisions sur les critères relatifs à la vie aquatique (toxicité chronique)

Bien que la majorité des critères relatifs à la vie aquatique ait été établie à partir des données de toxicité chronique sur les organismes aquatiques, certains critères peuvent aussi être basés sur d'autres données comme : a) la concentration d'une substance entraînant la détérioration du goût ou de la couleur de la chair des organismes (par exemple les substances phénoliques); b) les effets toxiques d'une substance sur la faune terrestre qui dépend du milieu aquatique (critère pour la vie aquatique et la faune terrestre associée) (par exemple les BPC); c) la concentration maximale d'une substance dans la chair du poisson qui pourrait nuire à la commercialisation d'une espèce (par exemple le mercure).

Références

- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990, rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1996). *Mise à jour des critères de contamination d'organismes aquatiques pour les eaux de surface*. Direction des écosystèmes aquatiques.
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (1987, rév. 1990). *Recommandations pour la qualité de l'eau du Canada*.

5 Critères intérimaires de qualité des sédiments

Trois seuils de concentration en contaminants dans les sédiments ont été fixés en fonction de l'effet global sur les organismes benthiques (Environnement Canada et MENVIQ, 1992), soit le seuil dans effet, le seuil d'effets mineurs et le seuil d'effets néfastes. Ces critères intérimaires ont été établis à partir d'espèces d'eau douce et pour des milieux d'eau douce. Ils sont cependant applicables au milieu marin, mais l'interprétation des résultats doit se faire avec une certaine prudence. Ces seuils correspondent aux définitions suivantes :

Seuil sans effet: Le seuil sans effet (SSE) correspond à la teneur géochimique naturelle, ou de base, des sédiments de **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 est possible que des impacts sur la faune benthique soient perçus.

Seuil d'effets mineurs: Le seuil d'effets mineurs (SEM) correspond à la teneur en un polluant à laquelle il est possible d'observer les premiers effets de la pollution mais qui est toléré par la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, on estime que la contamination 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 concentrations dépassent le SEM, un examen environnemental attentif doit guider la conception des projets ainsi que le choix des modes d'élimination.

Seuil d'effets néfastes: Le seuil d'effets néfastes (SEN) correspond à la teneur en un contaminant qui a des effets nuisibles sur la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, des effets 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 contaminants dépasse ce seuil est à proscrire. Les matériaux pollués devraient faire l'objet d'un traitement ou d'un confinement.

La teneur des sédiments 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 sédiments. Cela explique pourquoi le SEN des contaminants organiques polaires indiqués au tableau 32 est exprimé par rapport à un sédiment de référence contenant 1 p. 100 de COT.

Tableau 32
Critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la
qualité des sédiments du Saint-Laurent.

<i>Contaminants</i>	<i>Seuil sans effet (SSE)¹</i>	<i>Seuil d'effets mineurs (SEM)</i>	<i>Seuil d'effets néfastes (SEN)</i>	
			<i>contaminants inorganiques ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de sédiment sec)</i>	<i>contaminants organiques non polaires ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) pour 1% COT²</i>
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)				
<i>Aroclor 1016</i>	-	0,01		0,4
<i>Aroclor 1248</i>	-	0,05		0,6
<i>Aroclor 1254</i>	-	0,06		0,3
<i>Aroclor 1260</i>	-	0,005		0,2
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,p'-DDD	0,002	0,01		0,06
p,p'-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
BHC totaux	-	0,005		0,1
α -BHC	0,0003	0,01		0,08
β -BHC	0,0002	0,03		0,2

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
γ -BHC (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-Methylnaphatalène	0,02	-		-
Naphtalène	0,02	0,4		0,6
Phénanthrène	0,03-0,07	0,4		0,8

Source: Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec. 28 pp.

- 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 % de COT sera égal à $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \times 2 = 2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sédiment sec