

BILAN *Saint-Laurent*

153

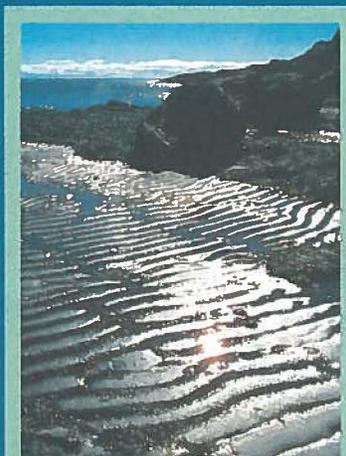
DB2

Projet de restauration des sédiments
de l'île aux Chats à Grande-Île par Honeywell

Îles-aux-Chats

6211-02-0A8

LE SAINT-LAURENT : DYNAMIQUE ET CONTAMINATION DES SÉDIMENTS



Environnement
Canada

Environment
Canada

Conservation de
l'environnement

Environmental
Conservation

Région du Québec

Quebec Region

BILAN *Saint-Laurent*

Les rapports thématiques publiés dans la collection «Bilan Saint-Laurent» sont destinés aux personnes et aux organismes qui s'intéressent à la sauvegarde du Saint-Laurent.

Ils sont produits par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000.

Vous pouvez les obtenir gratuitement en vous adressant à :

État de l'environnement
CENTRE SAINT-LAURENT
Conservation de l'environnement
Environnement Canada
105, rue McGill, 7^e étage
Montréal (Québec)
H2Y 2E7
Tél. : (514) 283-7000

Imprimé sur papier recyclé avec encres non toxiques.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 1997

N° de cat. : En153-90/1997F
ISBN 0-662-82351-6

Also available in English under the title: *Dynamics and Contamination of St. Lawrence River Sediment*

**Saint-Laurent**
Vision 2000



Page couverture

Photographie de Jean Audet, Parcs Canada.

Photographie de l'en-tête : Tourisme Québec.

L E SAINT-LAURENT : DYNAMIQUE ET CONTAMINATION DES SÉDIMENTS

Claudine Loiselle
Guy R. Fortin
Stéphane Lorrain
Magella Pelletier

État de l'environnement
Centre Saint-Laurent

Décembre 1997

ÉQUIPE DE RÉALISATION

(par ordre alphabétique)

Recherche et rédaction (version finale)

*Joël C. Désy
Guy R. Fortin
Serge Lepage
Claudine Loiseau*

*Recherche et rédaction
(version préliminaire révisée)*

*Biorex inc.
Joël C. Désy
Guy R. Fortin
Claudine Loiseau*

*Recherche et rédaction
(version préliminaire)*

*Laboratoires SAB inc.
Claudine Loiseau
Stéphane Lorrain
Magella Pelletier*

Coordination

*Nicole Lavigne
Claudine Loiseau*

*Intégration de données et conception
cartographique*

*Biorex inc.
Claudine Loiseau*

*Intégration de données (DRAGSED)
et cartographie*

François Boudreault

Révision linguistique

Monique Simond

Suivi de production

Denise Séguin

Centre de santé publique de Québec Michèle Bélanger
Jean-François Duchesne
Claire Laliberté
Denis Gauvin

Environnement Canada
Développement technologique Michel Chevalier
Jean-René Michaud
René Rochon

Direction de l'environnement
atmosphérique Gérald Vigeant

Direction de la protection de
l'environnement Vincent Jarry
Lucie Olivier
Alain Latreille

Centre Saint-Laurent Alain Armellin
Marie-José Auclair
Jean Burton
Daniel Cossa
Nicole Lavigne
Serge Villeneuve

Service canadien de la faune Denis Lehoux

INRS-Océanologie Georges Drapeau

**Ministère de l'Environnement
et de la Faune** Roger Lemire

Parcs Canada Luc Foisy
Denis Veillette
Alain Dufresne

Pêches et Océans Canada Darcy McKenny
Pierre Rouleau

Institut Maurice-Lamontagne Michel Lebeuf
Judith Leblanc

Santé Canada

Autres collaborateurs

Richard Carrier

Gaston Cadrin

Marcel Frenette

Christian Gagnon

Bernard Laroche

Milieu de vie d'un grand nombre d'espèces animales et végétales, le Saint-Laurent contribue à bien des égards au bien-être des populations humaines. Jusqu'ici, riverains et utilisateurs ont tiré du fleuve une foule d'avantages, depuis l'eau de consommation jusqu'aux poissons de pêche sportive et commerciale, en passant par le transport et les activités industrielles, touristiques et récréatives. Comme d'autres grands fleuves des pays industrialisés, à un moindre degré cependant, le Saint-Laurent a donné pendant quelques décennies des signes de dépérissement. Le plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 se veut une réponse des gouvernements fédéral et provincial pour protéger, conserver, et restaurer le fleuve, tant pour des raisons environnementales que socio-économiques.

Acquérir un maximum de connaissances sur le Saint-Laurent et mieux comprendre les liens entre les activités humaines et l'environnement contribuera à sa sauvegarde. Mais encore faut-il rendre ces informations accessibles. Elles pourront alors éclairer les prises de décision de tous ceux qui veulent assurer une saine gestion de la ressource fluviale dans une perspective de développement durable. C'est dans ce contexte que s'insère la présente publication. C'est là en effet l'une des conditions essentielles pour récupérer certains usages, mettre en valeur des ressources trop souvent négligées et faire en sorte que les générations futures puissent profiter, à leur tour, de cet héritage inestimable qu'est le Saint-Laurent.

Ce rapport thématique sur la dynamique sédimentaire et la contamination du fleuve Saint-Laurent a été réalisé par la section État de l'environnement, du Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, dont le mandat principal consiste à établir le bilan de l'état du Saint-Laurent. Ce rapport vise à fournir aux personnes intéressées des connaissances de base sur les processus liés à l'érosion, au transport, au dépôt ainsi qu'à la contamination des sédiments. Une meilleure compréhension de ces phénomènes et de leur évolution dans le temps aidera à orienter les interventions dont ils font l'objet et à assurer le maintien des habitats qu'ils supportent.

Ce rapport s'adresse avant tout à ceux et celles qui sont à la recherche d'un ouvrage sur les sédiments accessible à des non-spécialistes. Les scientifiques, quant à eux, y trouveront des informations utiles dans des domaines autres que les leurs, mais susceptibles de les intéresser.

Le Saint-Laurent figure au 19^e rang des grands fleuves pour ce qui est de la longueur, et il draine un territoire équivalent à 85 p. 100 de la superficie de la province de Québec. Marqué par l'ère industrielle, le fleuve a vu son régime d'écoulement profondément modifié par la construction de barrages hydroélectriques, incluant les barrages de retenue en amont, et le creusement du chenal de navigation.

La charge sédimentaire du Saint-Laurent est relativement faible pour un fleuve de cette envergure. Les particules minérales fines et les débris organiques qui proviennent des Grands Lacs, des tributaires et du fleuve lui-même voyagent en suspension dans la colonne d'eau et se déposent dans les secteurs lacustres du tronçon fluvial, sur les estrans de l'estuaire et dans le chenal Laurentien.

Les métaux lourds, sous formes ionique et autres, ainsi que les molécules organiques comme les HAP et les BPC, ont la capacité de voyager avec les particules minérales et la matière organique présentes dans l'eau, pour ensuite se déposer sur le fond. Certains métaux lourds comme le cadmium, le cuivre, le mercure, le zinc et le plomb ainsi que les HAP sont présents naturellement dans les sédiments anciens, et bien que les teneurs puissent varier spatialement, on considère qu'une augmentation de deux fois et demi supérieure aux teneurs naturelles découle d'apports dus aux activités humaines. Cette valeur correspond au seuil de contamination significative (SCS) qui sert d'outil de base pour établir la répartition spatiale de la contamination des sédiments du fleuve.

Au milieu des années 1980, les lacs fluviaux (Saint-Louis et Saint-Pierre), le Saguenay, la baie des Anglais et la baie des Chaleurs présentaient les secteurs les plus fortement contaminés du Saint-Laurent avec les zones portuaires de Montréal et Québec. On observe depuis quelques années une baisse généralisée de la contamination grâce à une réduction des charges de contaminants allié à des apports de sédiments moins contaminés qui recouvrent graduellement les sédiments anciens.

L'agrandissement et l'entretien du chenal de navigation, des ports et des marinas entraînent le dragage d'un peu plus de 450 000 m³ de sédiments chaque année, dont un peu moins de 400 000 m³ sont rejetés en eau libre en raison de leur faible contamination.

The St. Lawrence, the 19th longest river in the world, drains an area equivalent to about 85 percent of the province of Quebec. Scarred by the industrial age, the river's flow regime has been profoundly altered by the construction of hydro-electric and control dams at its upstream end, and by dredging of the ship channel.

The sediment load of the St. Lawrence is relatively low for a river of its size. Fine-grained mineral particles and organic debris from the Great Lakes, tributaries of the St. Lawrence and the river itself are carried suspended in the water column and settle in the fluvial lakes of the Fluvial Section, on foreshores in the estuary, and in the Laurentian Channel.

Heavy metals in ionic and other forms, and organic molecules such as PAHs and PCBs, have the capacity to become attached to mineral particles and organic matter in the water before finally settling to the bottom. Some heavy metals such as cadmium, copper, mercury, zinc and lead as well as PAHs are naturally present in ancient sediments, and, while their concentrations can vary from place to place, levels exceeding two and one-half times natural values are considered to imply inputs from human activity. This multiple is defined as the Threshold of Significant Contamination (TSC), which serves as a basic tool for determining the spatial distribution of sediment contamination in the river.

In the mid-1980s, the most heavily contaminated areas of the St. Lawrence were the fluvial lakes (Saint-Louis and Saint-Pierre), the Saguenay River, Baie des Anglais, Chaleur Bay, and the harbour areas of Montreal and Quebec City. In recent years, however, a general decline in contamination has been noted owing to a reduction in contaminant loads along with inputs of less contaminated sediment that is gradually covering the older sediments.

Enlargement and maintenance of the ship channel, as well as ports and marinas require the dredging of just over 450 000 m³ of sediments every year, of which 400 000 m³ is dumped in open water in view of its low level of contamination.

T ABLE DES MATIÈRES

<i>Équipe de réalisation</i>	iii
<i>Collaborateurs</i>	v
<i>Perspective de gestion</i>	vii
<i>Résumé</i>	ix
<i>Abstract</i>	xi
<i>Liste des figures</i>	xvii
<i>Liste des tableaux</i>	xxi
<i>Liste des compléments d'information</i>	xxiii
<i>Introduction</i>	1
Un fleuve aux multiples visages	1
Un fleuve sous pression	2
Les sédiments : un réservoir de contaminants	2
Les sédiments : la mémoire du Saint-Laurent	2
<i>Le lit et les terres riveraines :</i> <i>un support pour les habitats</i>	3
La hauteur d'eau et la nature du substrat, une nécessité vitale pour plusieurs espèces	3
Les milieux humides, des régulateurs hydrologiques et des capteurs de métaux lourds	4
Les zones urbaines et agricoles : une contribution à l'apport de sédiments	7
La forêt : un filtre efficace pour les sédiments	8
Les îles, des brise-lames protecteurs pour la rive et des habitats d'importance pour la faune	8
<i>Un régime hydrodynamique fortement modifié par les activités humaines</i>	9
La voie navigable, une route jusqu'au cœur du continent	9
Un débit contrôlé par des barrages et des ouvrages régulateurs en amont	12

Des rives à la dérive	14
<i>L'origine des sédiments, le résultat d'un lent processus d'érosion</i>	19
Les roches et les sols du bassin versant, la source des sédiments du Saint-Laurent	19
Le transport vers le fleuve, un parcours semé d'embûches	21
Le dépôt des sédiments, un patron fort complexe d'une section à l'autre du Saint-Laurent	22
Les sédiments enfouis, une lente transformation vers la consolidation	22
<i>Sédiments de surface</i>	23
Les lacs fluviaux : des pièges à sédiments	23
Les tronçons du couloir fluvial : des zones de transport	29
Les secteurs saumâtre et salin : des pièges à sédiments	32
<i>Un bilan sédimentaire déficitaire</i>	39
Eaux douces	39
Eaux salées	41
L'apport des affluents du bassin versant	42
<i>Les sédiments, des transporteurs de contaminants</i>	45
Les échanges eau-sédiments	45
<i>Le rôle du benthos dans le transfert des contaminants</i>	51
Le brassage continu des sédiments	51
Le transfert aux organismes	52
L'infiltration dans les réseaux alimentaires	52
Les effets toxiques	52
<i>Les secteurs contaminés du Saint-Laurent</i>	57
Les sources de contamination	57
Comment établir la présence d'une contamination significative ?	58
Comment juger de la pollution des sédiments ?	59

Comment évaluer l'importance de la contamination ?	60
Comment établir l'évolution historique de la contamination ?	60
Comment représenter les secteurs contaminés du Saint-Laurent ?	61
Secteurs contaminés du fleuve Saint-Laurent	62
Secteurs portuaires	70
Secteurs marins	77
<i>La remise en circulation des sédiments</i>	85
Travaux d'entretien et de capitalisation	85
<i>Conclusion</i>	95
<i>Références</i>	97
<i>Glossaire</i>	111
<i>Annexes</i>	117
1 Réactions chimiques impliquées dans la diagenèse	118
2 Correspondance entre les nomenclatures utilisées dans les études ayant servi à la compilation cartographique des sédiments de surface	119
3 Critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (avril 1992)	120
4 Teneurs en métaux lourds et en HAP des sédiments préindustriels	121
5 Caractéristiques et sources des données sur la qualité des sédiments utilisées dans la présente synthèse	123
6 Technique de restauration des rives	124
7 Impacts potentiels d'un projet de dragage sur l'environnement fluvial	126

LISTE DES FIGURES

1	<i>Zones littorale et pélagique (vue en coupe)</i>	4
2	<i>Habitats préférentiels de quelques espèces de poissons et d'invertébrés benthiques</i>	5
3	<i>Étagement de la végétation des milieux humides du Saint-Laurent et du golfe</i>	6
4	<i>Intensité de la culture du maïs dans le sud du Québec</i>	7
5	<i>Évolution des dimensions de la voie navigable depuis 1854</i>	10
6	<i>Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988</i>	11
7	<i>Centrales hydroélectriques et ouvrages de régulation en amont de Montréal</i>	12
8	<i>Variations des débits d'eau de 1955 à 1985 entre Cornwall et l'île d'Orléans</i>	13
9	<i>Synthèse des données sur l'état des rives du Saint-Laurent entre Cornwall et l'île d'Orléans</i>	15
10	<i>Localisation de l'archipel de Contrecoeur</i>	16
11	<i>Stabilisation des rives de l'îlet à Lacroix : végétalisation, reprofilage de la pente et pose de fagots</i>	16
12	<i>Stabilisation des rives des îles de la Cache, du Pilier et Chipeau : caissons en billes de cèdre</i>	17

13	<i>Structure cristalline</i>	19
14	<i>La cuvette du Saint-Laurent et les régions physiographiques</i>	20
15	<i>Les trois modes de transport des particules sédimentaires</i>	21
16	<i>Relation entre la taille des particules, la vitesse de l'eau et leur dépôt sur le fond</i>	21
17	<i>Diagramme ternaire selon la nomenclature de Shepard (1954).....</i>	24
18	<i>Bathymétrie et vitesse du courant dans les lacs fluviaux</i>	25
19	<i>Répartition spatiale de la turbidité le 17 juin 1987 et le 7 septembre 1988, obtenue à partir d'images satellites LANDSAT.....</i>	28
20	<i>Répartition spatiale de la végétation aquatique le 17 juin 1987 et le 7 septembre 1988, obtenue à partir d'images satellites LANDSAT.....</i>	28
21	<i>Concentration des matières en suspension entre Trois-Rivières et Pointe-des-Monts.....</i>	33
22	<i>Cycle sédimentaire et relations entre la végétation et le broutage par les Oies des neiges (Chen caerulescens)</i>	36
23	<i>Apports, transport et sédimentation des matières en suspension en aval de Cornwall....</i>	44
24	<i>Processus d'adsorption et de désorption des particules sédimentaires</i>	46
25	<i>Principaux processus biochimiques de décomposition de la matière</i>	48

26	<i>Transfert des contaminants présents dans les sédiments aux organismes supérieurs</i>	53
27	<i>Principaux points d'entrée des contaminants dans le Saint-Laurent</i>	58
28	<i>Évolution de la contamination des sédiments aux lacs Saint-François et Saint-Louis</i>	66
29	<i>Évolution de la contamination des sédiments au lac Saint-Pierre</i>	70
30	<i>Évolution des teneurs en mercure (Hg) et en HAP totaux des sédiments du fjord du Saguenay</i>	79
31	<i>Évolution de la contamination des sédiments du chenal Laurentien</i>	81
32	<i>Importance relative des dragages et des rejets de déblais entre 1983 et 1993.....</i>	86
33	<i>Comportement des sédiments au cours du rejet en eau libre</i>	87

LISTE DES TABLEAUX

1	<i>Variations des niveaux d'eau</i>	14
2	<i>Ouvrages de protection des rives entre Montréal et Tracy</i>	32
3	<i>Bilan des MES pour le tronçon fluvial (Cornwall à Québec)</i>	41
4	<i>Bilan des MES pour la partie estuarienne et marine du Saint-Laurent (de Québec au détroit de Cabot)</i>	43
5	<i>Critères de contamination versus critères de pollution des sédiments par le mercure</i>	59
6	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au lac Saint-François en 1989</i>	63
7	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au lac Saint-Louis en 1984 et 1985</i>	66
8	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au petit bassin de La Prairie en 1987</i>	67
9	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au lac Saint-Pierre en 1986</i>	70
10	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la zone portuaire de Montréal en 1990 ...</i>	71

11	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la zone portuaire de Québec en 1989.....</i>	76
12	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la zone portuaire de Trois-Rivières en 1992</i>	77
13	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans le moyen estuaire en 1989 et 1990</i>	78
14	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans le fjord du Saguenay en 1986 (métaux) et en 1983 (HAP)</i>	79
15	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la baie des Anglais et à l'anse du Moulin en 1990</i>	82
16	<i>Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la baie des Chaleurs en 1979.....</i>	83

LISTE DES COMPLÉMENTS D'INFORMATION

<i>Des travaux d'envergure dans le lit du fleuve</i>	10
<i>Le fleuve et le réchauffement planétaire</i>	12
<i>Des niveaux d'eau sous l'égide d'une entente bilatérale</i>	13
<i>Les îles de Contrecoeur : des rives à protéger.....</i>	15
<i>Un fleuve sorti des eaux.....</i>	20
<i>La classification des sédiments</i>	24
<i>Le rôle des herbiers dans la sédimentation</i>	28
<i>Dynamique sédimentaire sur les estrans à Cap-Tourmente</i>	36
<i>L'action des glaces sur les estrans</i>	37
<i>Le Saint-Laurent parmi les grands fleuves</i>	40
<i>Les espèces benthiques, des indicateurs pour évaluer la qualité du Saint-Laurent</i>	54
<i>Contamination de la sauvagine par les grenailles de plomb.....</i>	55
<i>L'arsenic dans l'écosystème du Saint-Laurent.....</i>	60
<i>Les sédiments contaminés du canal de Lachine</i>	72
<i>Renflouage de la barge Irving Whale.....</i>	80
<i>Bilan massique du mercure dans l'estuaire maritime</i>	81

INTRODUCTION



Parcs Canada — Jean Audet

Vu d'un satellite, le Saint-Laurent emprunte un parcours au tracé simple en direction de l'océan Atlantique. Du sud-ouest au nord-est, il joint les Grands Lacs à l'océan Atlantique en un trait de scie presque parfait. Cette simplicité n'est cependant qu'apparente! Au sol, la diversité de ses rives et de son lit témoignent de la complexité des événements géologiques qui se sont succédés. Fleuve jeune et fleuve au long cours, le Saint-Laurent n'a pas terminé son histoire...

Un fleuve aux multiples visages

À la sortie des Grands Lacs où il prend sa source, le Saint-Laurent coule vers l'océan Atlantique sur plus de 1600 km, ce qui le place au dix-

neuvième rang parmi les plus grands fleuves au monde. Ses caractéristiques physiques, climatiques et biologiques en font un fleuve aux aspects multiples. Il n'y a pas « un » mais « plusieurs » Saint-Laurent. Du sud au nord, l'eau douce cède graduellement sa place à l'eau salée, et des champs cultivés de la plaine, on passe à la forêt de conifères sur la Côte-Nord. D'une rive à l'autre, des divisions plus subtiles encore se réalisent par l'écoulement parallèle de masses d'eau aux caractéristiques physico-chimiques bien distinctes.

Paradoxe que le Saint-Laurent! « Un géant aux pieds d'argile » dit-on. L'argile, qui forme son lit sur plus de trente mètres d'épaisseur parfois, participe en fait très peu à son régime sédimentaire. Ce sont les matériaux de ses rives et de son bassin versant,

hérités des dernières glaciations, qu'il transporte et remanie sans cesse depuis environ 10 000 ans, qui constituent l'essentiel de sa charge sédimentaire actuelle.

Un fleuve sous pression

Comme les deux tiers de la population du Québec se concentre sur une mince bande riveraine de part et d'autre du Saint-Laurent, cette concentration crée inévitablement une pression sur l'environnement fluvial. S'ajoutent à cela les ouvrages construits pour produire de l'électricité et protéger les riverains des inondations printanières et les routes, souvent cause de la disparition des battures et des marécages. De plus, le Saint-Laurent a longtemps servi de déversoir accessible pour une quantité impressionnante de rejets : eaux usées domestiques et industrielles, eaux de ruissellement, neige enlevée des rues, etc. Heureusement, une prise de conscience a émergé au cours des dernières années et des actions ont été entreprises pour diminuer les rejets directs au fleuve. L'érosion continue cependant d'affecter certaines portions de rives, des pesticides séjournent dans les sols des bassins versants et migrent vers le fleuve par l'entremise des tributaires. D'autres contaminants enfin migrent vers le fleuve sous forme de polluants aéroportés.

Les sédiments : un réservoir de contaminants

Caché au commun des mortels, le fond du Saint-Laurent est le siège de nombreux échanges avec la masse d'eau et des processus complexes de nature biologique et chimique s'y déroulent. La migration des particules vers le fond, et leur réunion au sein d'une matrice plus ou moins solide, plus ou moins gorgée d'eau, entraînent fréquemment une concentration des contaminants à des teneurs supérieures à celles mesurées dans l'eau. En principe seulement, puisque la solubilité du contaminant et son affinité plus ou moins grande avec la matière organique déterminent la variabilité des teneurs trouvées dans cette matrice. Si les sédiments sont remis en suspension, ils deviennent ainsi d'efficaces transporteurs de contaminants.

À cette capacité de transport des contaminants largement reconnue des sédiments s'ajoute un autre élément d'intérêt. Plusieurs organismes y vivent : bactéries, mollusques, crustacés, vers, insectes, poissons, etc., tous susceptibles d'absorber une partie des contaminants présents dans les sédiments. Ces groupes d'organismes deviennent ainsi une porte d'entrée pour plusieurs substances toxiques dans l'écosystème

par le jeu des relations proie-prédateur qui permet à une partie des contaminants de parvenir finalement jusqu'à l'humain.

Les sédiments : la mémoire du Saint-Laurent

En s'accumulant en couches successives sur le fond, les sédiments ont la capacité de « mémoriser » les niveaux présents et passés de la contamination. Ils enregistrent plusieurs paramètres, climat, vitesse et composition chimique de l'eau, végétation, etc., avec une constance et une régularité que plusieurs outils de mesure perfectionnés pourraient leur envier!

Remontés à la surface, les lits sédimentaires peuvent être « lus » comme des « archives » reflétant fidèlement les conditions du système pendant toute sa période de dépôt. C'est parce que les sédiments ont cette capacité de « mémoriser » les conditions environnementales qu'ils présentent tant d'intérêt aujourd'hui pour mieux connaître et comprendre les grandes tendances historiques de la contamination et évaluer la réelle portée de nos actions dans ce domaine.

CHAPITRE 1

Le lit et les terres riveraines : un support pour les habitats

Les milieux humides sont des zones de transition importantes qui contribuent à protéger les rives contre l'érosion. Les zones urbaines et agricoles contribuent à l'augmentation de la charge sédimentaire alors que les milieux forestiers permettent de retenir les particules du sol et de les stabiliser. Les îles agissent dans certains secteurs comme des brise-lames qui protègent les habitats et la rive attenante.

Les sédiments, comme l'air et l'eau, sont une composante fondamentale de l'écosystème. Un rapide tour d'horizon des principaux habitats fluviaux et estuariens s'impose donc pour comprendre les enjeux liés à différents aspects de la problématique sédimentaire du Saint-Laurent.

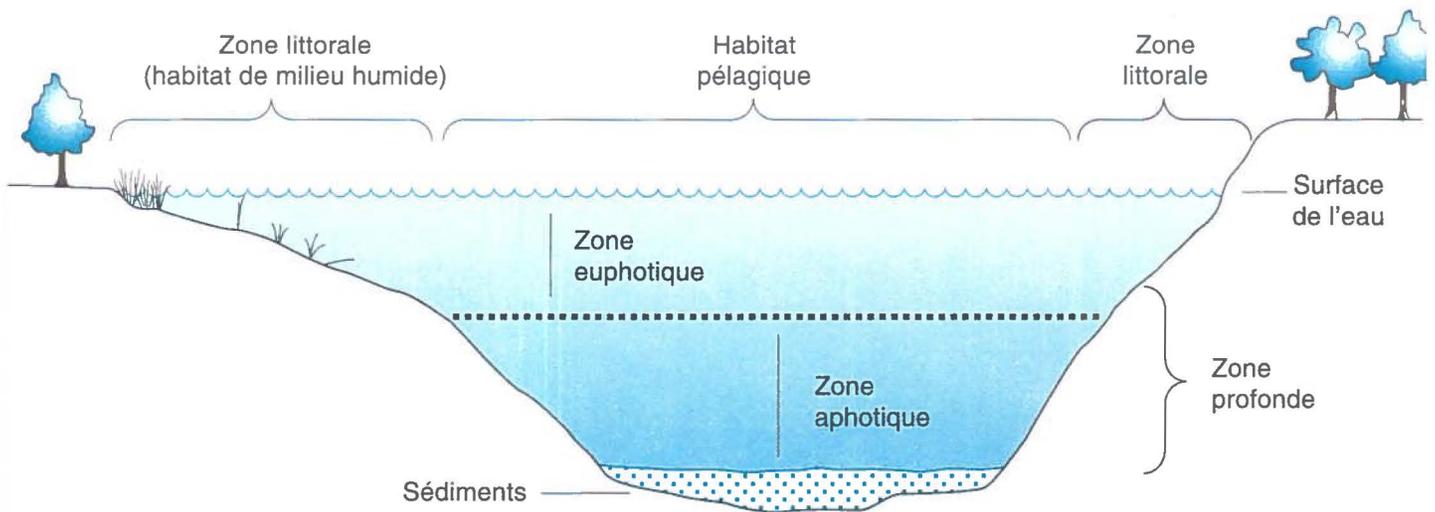
Six types d'habitats permettent de décrire le fleuve et ses rives. Ce sont les habitats pélagiques, les milieux humides, ouverts, forestiers, insulaires et marginaux. Cette classification est celle retenue dans la publication *Le Saint-Laurent : milieux de vie diversifiés* (Bouchard et Millet, 1993).

La hauteur d'eau et la nature du substrat, une nécessité vitale pour plusieurs espèces

La zone pélagique est la zone d'eau libre immédiatement en deçà du littoral, « inondée » en permanence. Elle comprend deux zones principales : en profondeur, la zone aphotique; en surface, la zone euphotique.

La zone *aphotique* se caractérise par une absence totale de lumière; la photosynthèse étant impossible, elle est dépourvue de végétaux. La zone *euphotique* qualifie les eaux superficielles pénétrées par la lumière solaire et c'est là que se fait l'essentiel de la production de la matière organique par le jeu de la photosynthèse (figure 1). Les limites des zones aphotique et euphotique varient constamment d'une extrémité à l'autre du Saint-Laurent en fonction de la turbidité, elle-même déterminée en grande partie par les changements climatiques saisonniers.

À l'exception de la brève période de la fraie qui amène plusieurs espèces de poissons à fréquenter le littoral, la très grande majorité des poissons migrent vers la zone pélagique (figure 2). Lorsque les profondeurs ne permettent pas la stratification de la masse d'eau en saison estivale, comme c'est le cas dans les secteurs peu profonds des lacs fluviaux du Saint-Laurent, les fosses sont alors recherchées par plusieurs espèces (esturgeons, dorés, etc.) qui y trouvent les températures plus fraîches nécessaires à la régularisation de leur métabolisme.



Source : Centre Saint-Laurent, 1996.

Figure 1 Zones littorale et pélagique (vue en coupe)

Sur le lit, des invertébrés se répartissent selon la nature des sédiments, la profondeur, la vitesse du courant et la qualité de l'eau. Les invertébrés benthiques typiques des communautés d'eau douce sont *Bithynia tentaculata*, un mollusque, et le crustacé *Gammarus fasciatus*. Des insectes, par exemple la larve de *Chironomus* sp, la plus fréquente en eau douce, y passent un ou plusieurs stades de leur courte existence. Le chenal Laurentien est pour sa part le domaine de *Nereis* sp, un annélide de grande taille pouvant atteindre 10 cm, et consommé par plusieurs espèces de vertébrés de l'estuaire et du golfe. Enfin, plusieurs invertébrés benthiques d'eau salée sont exploités commercialement (homard, pétoncle, crabe, huître) (figure 2).

Dans les baies et les sections lacustres peu profondes du tronçon fluvial, les dépôts de boues permettent l'enracinement des plantes aquatiques qui, dans certaines conditions, prolifèrent pour former de vastes herbiers submergés. Dans l'estuaire

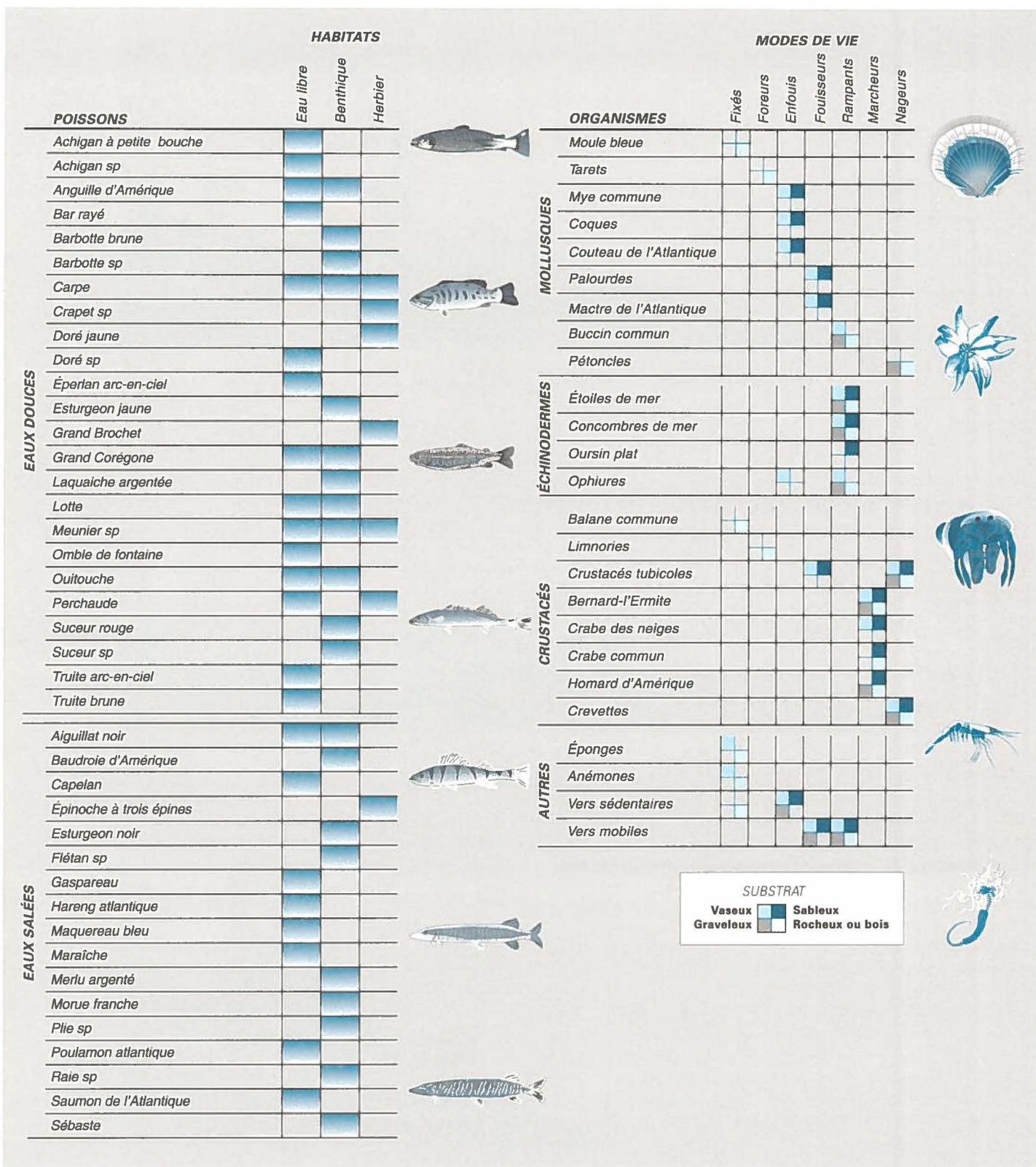
et le golfe, seule la Zostère marine (*Zostera marina*), une plante vasculaire, peut envahir certaines baies pour former ce type d'herbiers, de dimensions généralement beaucoup plus petites cependant que dans l'estuaire fluvial.

Les milieux humides, des régulateurs hydrologiques et des capteurs de métaux lourds

Les trois types de milieux humides d'eau douce associés au Saint-Laurent sont l'herbier aquatique, le marais et le marécage. Les transects typiques de ces milieux sont montrés à la figure 3. L'*herbier aquatique* est le domaine de la végétation flottante submergée ou émergente, alors que le *marais* est un milieu à végétation de type herbacée inondé périodiquement jusqu'à une profondeur d'environ 2 m, dans la plupart des zones d'eau douce du Saint-Laurent.

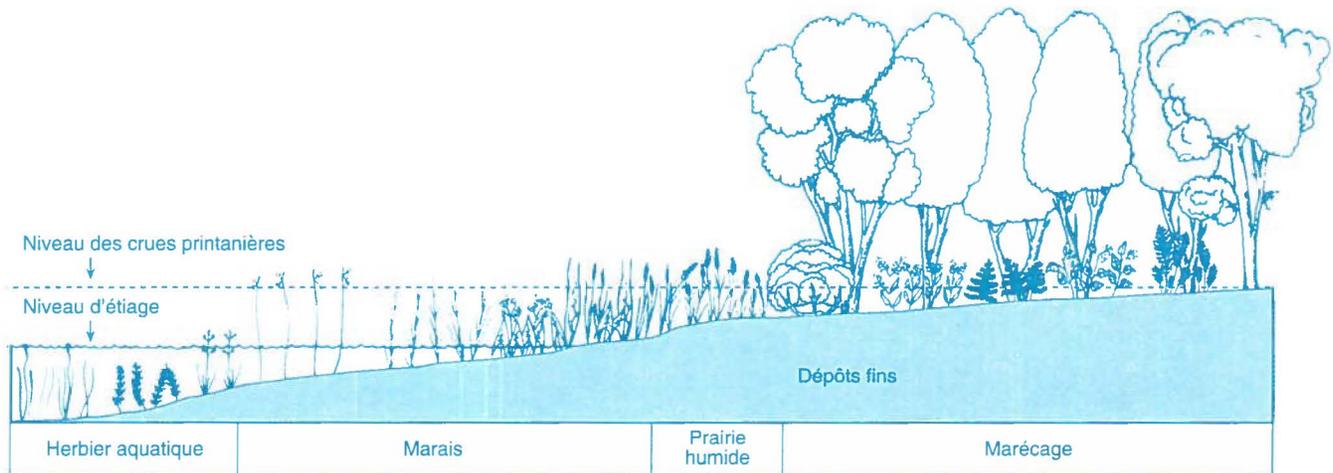
La prairie humide forme le plus souvent une bande étroite de quelques mètres entre le marais et le marécage. Les *marécages*, surtout inondés lors de la crue printanière, sont caractérisés par la présence d'arbres et d'arbustes adaptés aux inondations prolongées. La portion fluviale entre Cornwall et Québec accapare 80 p. 100 des habitats de milieux humides, principalement sous forme d'herbiers et de marécages (Lehoux, 1996).

On compare souvent les milieux humides à des éponges géantes qui retiennent l'eau pour la libérer lentement au cours de la saison sèche. La masse des plantes ralentit en effet la vitesse de l'eau et agit aussi comme un filtre capable de retenir les fines particules organiques et minérales présentes dans l'eau. Les parties souterraines des plantes, bien ancrées dans la vase du littoral, protègent les rives contre l'érosion, captent les éléments minéraux mais aussi les contaminants. Ces derniers seront libérés dans la vase du marais

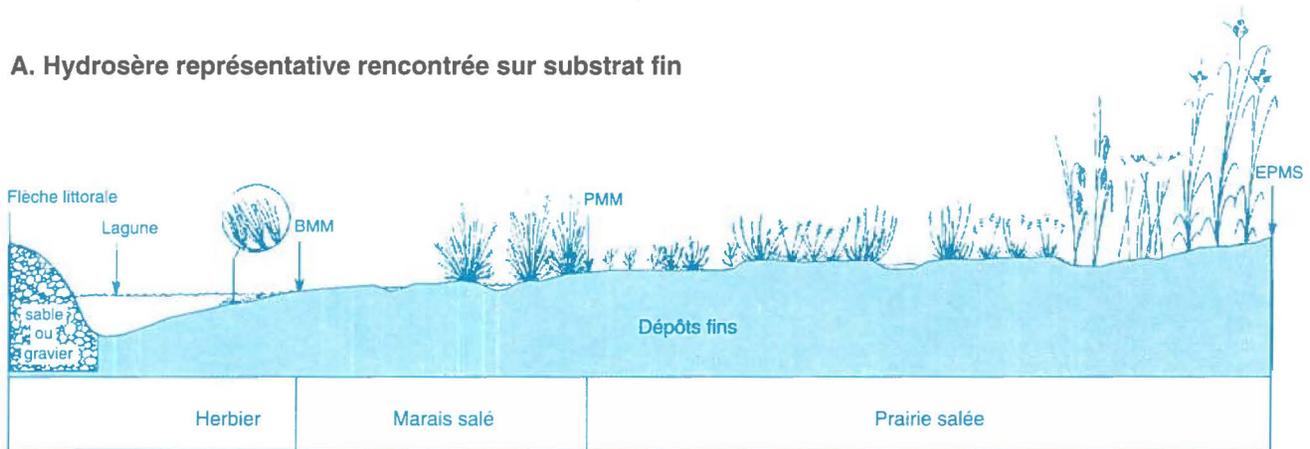


Sources : Adapté de Centre Saint-Laurent, 1996 (poissons). Reproduit de Centre Saint-Laurent et Université Laval (1992a), à partir des données de Brunel (1960); Pêches et Océans, coll. *Le monde sous-marin* (invertébrés benthiques).

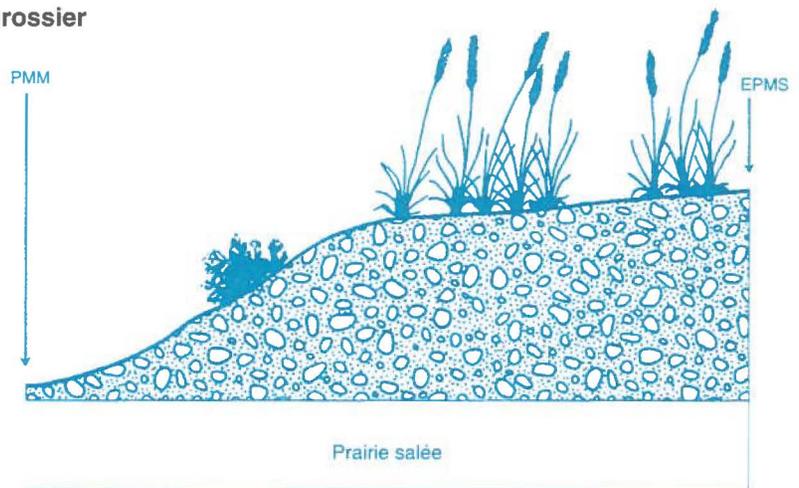
Figure 2 Habitats préférentiels de quelques espèces de poissons et d'invertébrés benthiques



A. Hydrosère représentative rencontrée sur substrat fin



B. Hydrosère représentative de substrat grossier



BMM : Basse mer moyenne
 PMM : Pleine mer moyenne
 EPMS : Extrême de pleine mer supérieure

Source : Gratton et Dubreuil, 1990.

Figure 3 Étagement de la végétation des milieux humides du Saint-Laurent et du golfe

plus tard dans la saison, une fois les plantes décomposées. On estime que le Scirpe d'Amérique (*Scirpus americanus*) peut incorporer respectivement 0,9, 2,4, 6,7 et 14,5 mg/m²/an de mercure, de plomb, de cuivre et de zinc. La concentration de métaux dans les plantes des marais peut être jusqu'à 11 fois celle des sédiments (Gilbert, 1990).

Les zones urbaines et agricoles : une contribution à l'apport de sédiments

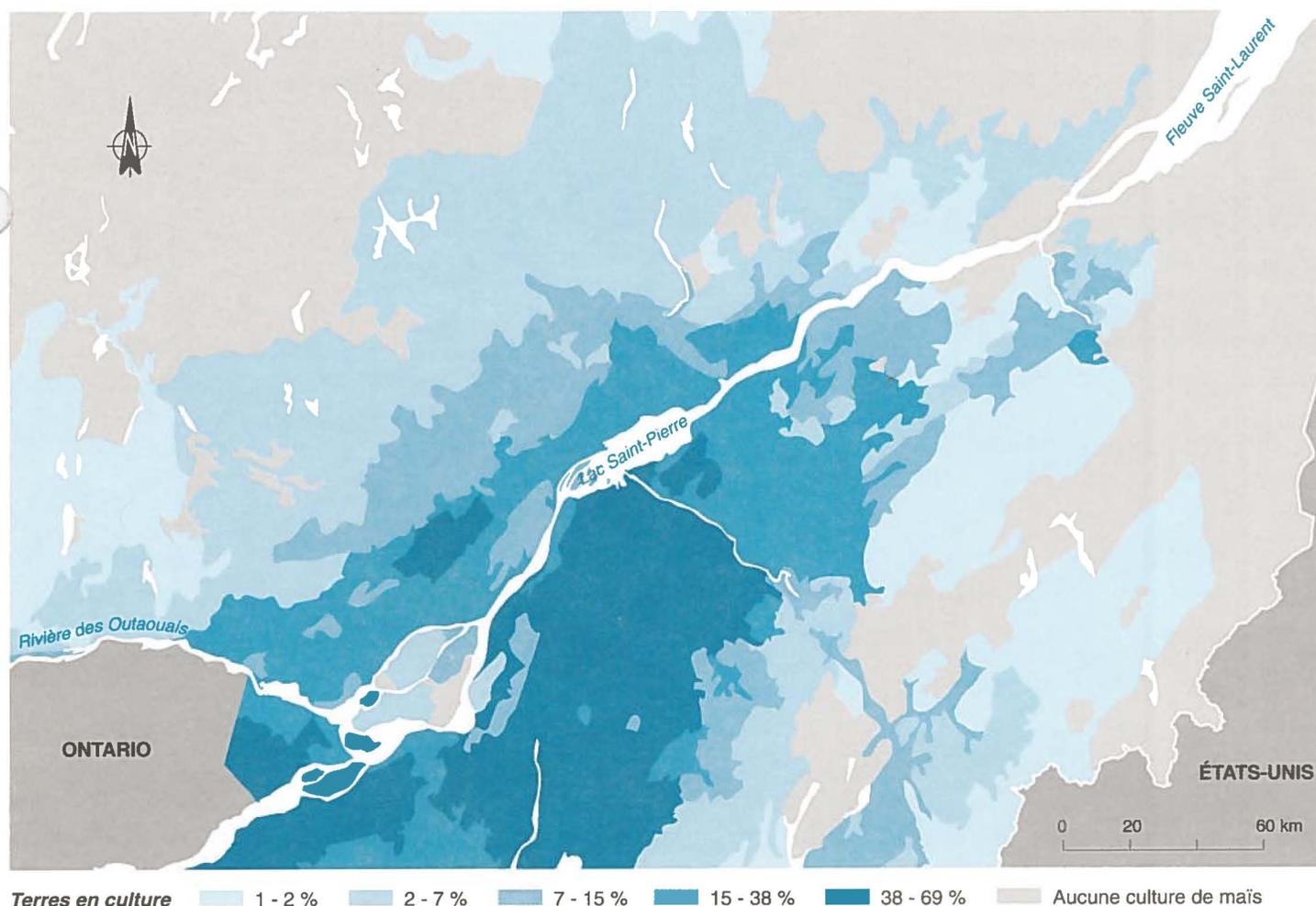
Les zones urbaines et agricoles québécoises, concentrées en bordure du Saint-Laurent, se caractérisent de façon générale par la quasi absence de bande riveraine boisée ou arbustive. Un inventaire mené durant l'été

1994 entre Cornwall et l'île d'Orléans a permis de constater que sur un total de 1532 km de rives que compte ce tronçon, plus de 658,5 km sont artificialisées à des degrés divers par la construction de murets, d'enrochements ou de remblais (Lehoux, 1996).

De plus, entre Montréal et Québec, le fleuve reçoit les eaux des rivières Châteauguay, Richelieu, L'Assomption, Saint-François, Nicolet, Yamaska, Chaudière et Bécancour qui coulent à proximité des plus grandes concentrations de cultures spécialisées du Québec. Or, les sols à texture fine et moyenne de la plaine du Saint-Laurent sont particulièrement sensibles à l'érosion.

Les superficies allouées à la culture du maïs ont augmenté de 400 p. 100 entre 1971 et 1991. Cette dernière couvre maintenant 350 000 hectares

qui sont concentrés principalement dans la région de Montréal et en bordure du fleuve, entre Montréal et Québec (figure 4) (Gouvernement du Québec, 1992). On estime les quantités de sols érodés associés à la culture de la pomme de terre et du maïs à respectivement 6 et 13 tonnes/ha/an (Gouvernement du Québec, 1992). Une étude des rivières Bayonne, Coaticook et Ouareau a montré que dans ces cours d'eau, la part de MES attribuable aux activités agricoles pouvait atteindre 90 p. 100 (Gouvernement du Québec, 1992). Environ 40 p. 100 de ces pertes de sols se produiraient au printemps lors de la fonte des neiges, alors que le sol est sans couverture végétale (Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, 1985).



Source : Cossette, 1995.

Figure 4 Intensité de la culture du maïs dans le sud du Québec

La forêt : un filtre efficace pour les sédiments

La forêt transmet à l'atmosphère de grandes quantités d'eau sous forme moléculaire par évapotranspiration. De leur côté, les racines des arbres stabilisent le sol forestier en empêchant les particules libres du sol de s'échapper. Lorsque la forêt est altérée ou disparaît, le sol forestier devient vulnérable aux agents d'érosion, ce qui entraîne un accroissement des sédiments vers les cours d'eau. La coupe forestière est l'un des facteurs invoqués pour expliquer la dégradation graduelle des barachois dans la baie des Chaleurs, une baie peu profonde bordée par de hauts plateaux où la forêt est exploitée.

À l'échelle du Saint-Laurent, la forêt occupe 40 p. 100 de la bande riveraine comprise entre Cornwall et Tadoussac. La forêt feuillue domine entre Cornwall et La Malbaie, sur la rive nord, et Saint-Pascal (Kamouraska), sur la rive sud. La forêt mixte ou mélangée (conifères et feuillus) occupe la majorité des terres de la côte sud et de l'étroite bande ceinturant la péninsule gaspésienne. La forêt de conifères caractérise la rive nord en aval de Forestville.

Les îles, des brise-lames protecteurs pour la rive et des habitats d'importance pour la faune

On trouve dans l'ensemble du corridor du Saint-Laurent plus de 1250 îles

isolées ou reliées en archipels. Les rives insulaires représentent 66 p. 100 de l'ensemble des rives d'eau douce du Saint-Laurent. Les faibles hauteurs d'eau à proximité de plusieurs d'entre elles favorisent le développement de milieux humides, habituellement bien préservés grâce à leur isolement relatif. En raison de leur situation, les îles sont particulièrement exposées aux courants et au batillage et certaines sont même soumises à des formes sévères d'érosion. D'autres îles enfin agissent tels des brise-lames protecteurs pour la rive et les habitats voisins.

CHAPITRE 2

Un régime hydrodynamique fortement modifié par les activités humaines

On a creusé le lit du fleuve, remblayé ses rives, construit des ports et des barrages. Ces modifications physiques ont perturbé l'écoulement de la masse d'eau. Les phénomènes naturels comme les crues, les embâcles et les vagues érodent les rives et influencent le régime sédimentaire.

Le lit et les rives du fleuve Saint-Laurent ont été profondément modifiés au cours des 150 dernières années. Des remblayages ont transformé les zones marécageuses jugées inutiles par les promoteurs en terrains prêts à bâtir. Par la suite, des endiguements destinés à protéger les propriétés des inondations ou de l'érosion ont été érigés.

La construction de plusieurs barrages, pour la production d'électricité ou le contrôle des crues, et le creusage du chenal de navigation ont causé d'importantes modifications à l'écoulement de l'eau.

Enfin, la construction de ponts, de piliers, d'estacades et de quais a eu des conséquences sur les conditions d'écoulement en créant des zones de turbulence et de remous qui rompent l'équilibre sédimentaire dans certains secteurs. (Le lecteur trouvera la localisation de ces travaux sur la carte *Le Saint-Laurent : assèchement, remblayage et dragage*).

La voie navigable, une route jusqu'au cœur du continent

Sa position géographique stratégique et sa taille ont fait du Saint-Laurent une voie naturelle pour atteindre l'intérieur du continent nord-américain. Très tôt, les rapides et les hauts-fonds ont été contournés et creusés pour permettre aux bateaux d'atteindre les Grands Lacs. La flotte de bateaux évoluant sans cesse, les travaux d'agrandissement ont été à peu près constants tout au long des 19^e et 20^e siècles. Mais la voie navigable telle qu'on la connaît aujourd'hui s'est développée en plusieurs étapes, surtout à partir des années 1950. Actuellement, un bateau qui remonte le Saint-Laurent pour se rendre à Duluth, sur le lac Supérieur, doit emprunter une route s'avancant sur près de 3700 km à l'intérieur des terres (Voir Complément d'information *Des travaux d'envergure dans le lit du fleuve*).

Complément d'information

Des travaux d'envergure dans le lit du fleuve

La configuration du lit fluvial, plus encore que le climat, a de tout temps constitué une limite à la navigation. En effet, au début du 18^e siècle, un voyageur devait franchir plusieurs rapides pour atteindre le lac Ontario à près de deux cents kilomètres à l'ouest de Montréal. La construction du premier canal de Beauharnois, entre 1842 et 1845, marque le début d'une suite de travaux importants d'aménagement du lit du fleuve (figure 5).

La construction de la Voie maritime du Saint-Laurent au cours des années cinquante transforma le fleuve en un immense chantier. Malgré un tracé qui empruntait principalement les lacs fluviaux et les retenues de barrages, les quantités de matériaux excavés ont été très importantes. Dans les parties québécoise et ontarienne, 43 364 000 de m³ de matériaux ont été enlevés du lit du fleuve par excavation à sec et 13 872 000 de m³ par dragage. La construction des sept écluses de la Voie maritime du Saint-Laurent¹ a nécessité l'excavation de 2 294 000 à 3 440 000 m³ de matériaux. À peu près à la même époque, les travaux réalisés par l'Hydro-Ontario et la Power Authority of the State of New York (PASNY), dans le secteur sis entre le lac Ontario et Cornwall, appelé Rapides Internationaux, nécessitaient l'enlèvement de 75 448 000 m³ de matériaux utilisés par la suite pour la construction de la centrale hydroélectrique Moses-Saunders (Lasserre, 1980).

En 1959, l'inauguration officielle de la Voie maritime du Saint-Laurent par les gouvernements américain et canadien portait la longueur de la voie navigable à 3700 km et permettait de relier l'océan Atlantique aux cinq Grands Lacs. En aval de Montréal, le fleuve avait cependant déjà fait l'objet de travaux importants dès 1952, travaux qui avaient porté la hauteur d'eau minimale à 10,7 m.

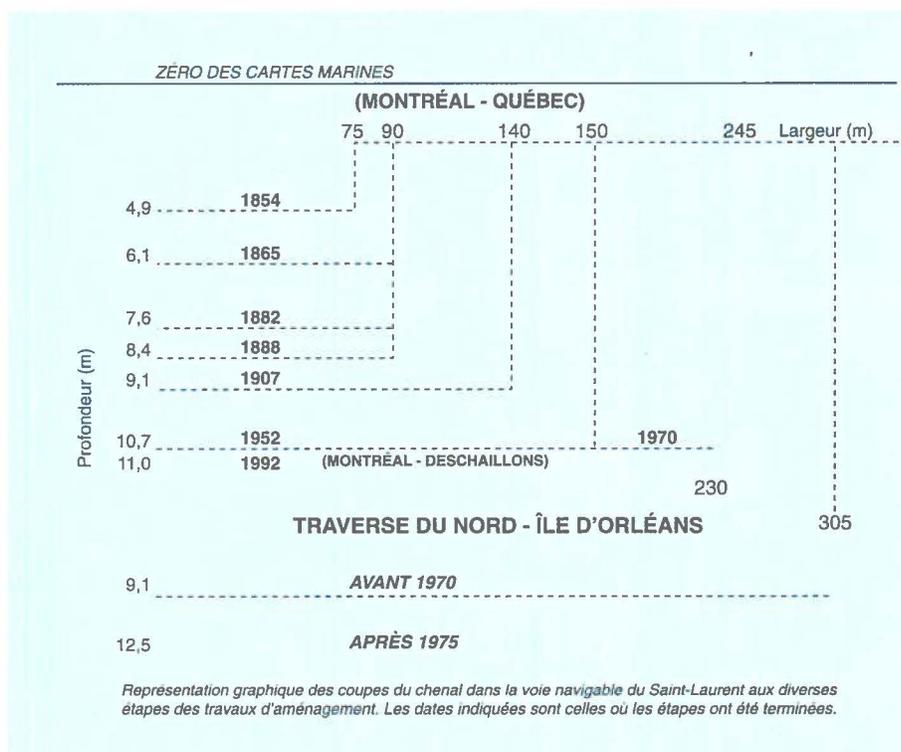
Une deuxième phase de gros travaux a été menée au cours des années 1970. On a dragué treize millions de mètres cubes d'argile et de limon dans le chenal du lac Saint-Pierre et rectifié une courbe non sécuritaire à Cap-à-la-Roche, ce qui a nécessité l'enlèvement de 360 000 m³ de schiste. En aval de Québec, la hauteur d'eau dans le chenal de la Traverse du Nord est passée de 9,1 m à 12,5 m sur 30 km. À cette occasion, dix millions de mètres cubes de sable et gravier ont été dragués. Les derniers travaux d'agrandissement du chenal de navigation remontent à 1992 et consistaient à approfondir le chenal à 11,0 m entre Montréal et Québec. Il ne s'agissait pas d'un projet d'envergure, puisque la plus grande partie de ce corridor avait déjà cette profondeur (Centre Saint-Laurent, 1993a).

Les phases successives de construction et d'agrandissement de la Voie maritime du Saint-Laurent ont nécessité le déplacement de plusieurs millions de tonnes de matériaux meubles et de roc. La plus grande

partie des matériaux excavés a servi à la construction des écluses, des digues et des nombreux kilomètres de remblais qui bordent le chenal de navigation dans la région de Montréal. Des matériaux ont été aussi largués sur des hauts-fonds près des zones draguées; l'île aux Sternes, à la sortie du lac Saint-Pierre, et l'île Chipeau, dans l'archipel de Contrecoeur, ont été créées lors de ces interventions.

De nos jours, outre le climat et la sinuosité du chenal qui demandent une connaissance approfondie des lieux, les faibles profondeurs en amont de Montréal limitent toujours l'avancée des gros navires vers les Grands Lacs.

1. Écluses de Saint-Lambert, Côte-Sainte-Catherine, Beauharnois (deux écluses), Bertrand H. Snell, Dwight D. Eisenhower et Iroquois.



Source : Garde côtière canadienne, 1994.

Figure 5 Évolution des dimensions de la voie navigable depuis 1854

La voie navigable proprement dite comprend un chenal en eau profonde dans l'estuaire maritime et le golfe, mais en amont de Les Escoumins, sur la rive nord, les navires suivent un chenal balisé sur une distance de 500 km jusqu'à Montréal. Les bateaux qui poursuivent leur route en direction des Grands Lacs empruntent la Voie maritime du Saint-Laurent. Cette dernière débute aux écluses de Saint-Lambert, au sud de Montréal, pour se terminer 388 km plus loin par le Canal Welland entre les lacs Ontario et Érié. La moitié du trajet se fait dans un chenal entièrement bordé par des remblais et sept écluses permettent aux bateaux de franchir les 64 m de dénivélé entre Montréal et le lac Ontario. Le niveau de l'eau y est par conséquent entièrement régularisé. La profondeur d'eau garantie de la voie navigable est de 12,5 m en aval de Québec, de 10,7 m entre Québec et Deschaillons, de 11,0 m jusqu'à Montréal (Saint-Lambert) et de 8,2 m dans la Voie maritime du Saint-Laurent, en amont de Montréal. La largeur du chenal passe de 245 m entre Montréal et Québec à 305 m en aval de Québec.

Les variations saisonnières des niveaux d'eau et certaines fenêtres de marées permettent à des navires ayant un tirant d'eau supérieur à 15,2 m (ce qui excède la hauteur d'eau minimale de 12,5 m garantie à marée basse) d'emprunter le chenal pour se rendre à Québec. Les écluses limitent l'avancée des gros navires en amont de Montréal et donnent lieu à une intense activité de transbordement dans le port de Montréal.

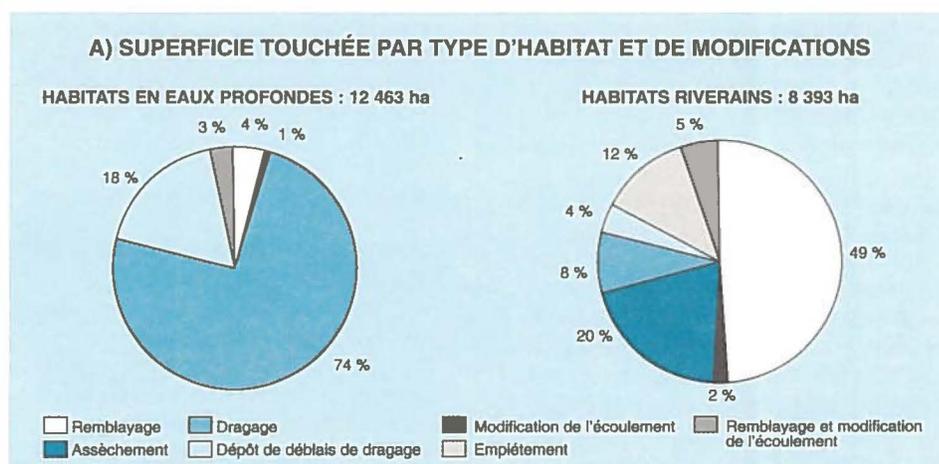
Sous la surface, une barrière d'eau pour les organismes vivants

Les travaux de construction de la Voie maritime du Saint-Laurent ont eu lieu à une époque où les connaissances des écosystèmes étaient très fragmentaires. La planification des projets était orientée souvent sur les seuls aspects techniques et économiques, si bien que la réalisation d'études environnementales n'était pas une pratique courante. Il faut mentionner que le creusement du chenal de navigation, du moins dans le région de Montréal, a coïncidé avec d'autres projets d'envergure réalisés au même moment : îles de l'Exposition univer-

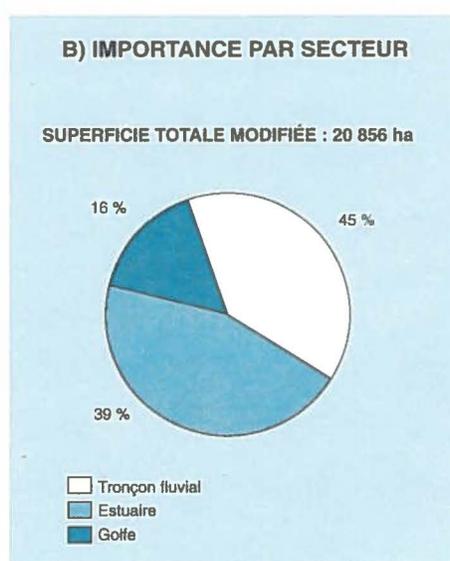
selle de 1967, pont-tunnel Louis-Hippolyte-Lafontaine, route 132 sur la rive sud, etc. Il est donc très difficile d'évaluer précisément les impacts de la voie maritime sur les écosystèmes.

Tous s'accordent à dire que ces travaux, et plus particulièrement le creusement du chenal de navigation, ont entraîné des changements importants de configuration du lit du fleuve. Le creusement d'un chenal dans des portions habituellement peu profondes du fleuve a eu pour effet de « canaliser » la masse d'eau dans le chenal. Celui-ci forme ainsi un véritable « mur d'eau » qui agit telle une barrière physique pour plusieurs espèces de poissons.

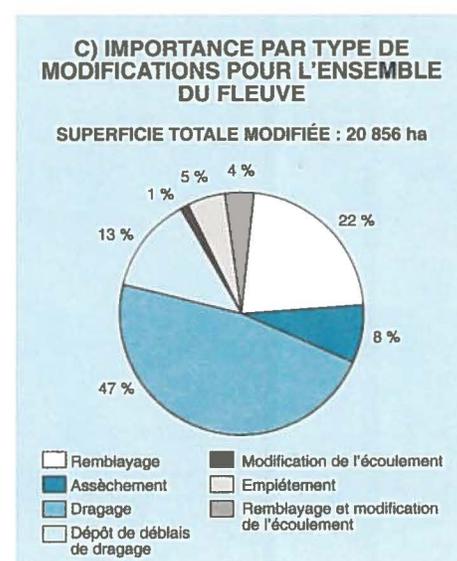
Marquis *et al.* (1991) et Robitaille *et al.* (1988) ont comparé les photographies aériennes pour la période 1945 à 1988 qui mettent en lumière d'importantes pertes d'habitat pour le poisson. Au total, 20 856 ha ont été perdus pendant cette période (figure 6). Les pertes d'habitat d'eau profonde sont estimées à 12 463 ha alors que les pertes en rives totalisent 8393 ha. La presque totalité de ces pertes (84 p. 100) se situent dans le tronçon fluvial et l'estuaire (figure 6B), et découlent de diverses causes : dragage, remblayage, assèchement du lit, empiétements en rive, modifications de l'écoulement, etc. La carte *Le Saint-Laurent : assèchement, remblayage et dragage*, présentée au chapitre 9, localise ces modifications.



Sources : Adapté de Marquis *et al.*, 1991 et de Robitaille *et al.*, 1988.



Sources : Adapté de Marquis *et al.*, 1991 et de Robitaille *et al.*, 1988.



Sources : Adapté de Marquis *et al.*, 1991 et de Robitaille *et al.*, 1988.

Figure 6 Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988

Un débit contrôlé par des barrages et des ouvrages régulateurs en amont

Le régime naturel du bassin Grands Lacs–Saint-Laurent a été modifié par l’implantation de plusieurs ouvrages de régulation (figure 7). En amont du lac Saint-François, trois barrages importants (Moses-Saunders, Long-Sault et Iroquois) régularisent les débits du fleuve entre le lac Ontario et Cornwall. Les centrales de Beauharnois et Les Cèdres jouent le même rôle à la sortie du lac Saint-François.

D’un point de vue hydrologique, le Saint-Laurent ne peut être détaché des Grands Lacs. Il forme avec ceux-ci un système où tout changement de niveau (ou de débit) à l’amont se reflète inévitablement à l’aval. L’équilibre de ce système dépend des quantités d’eau qui entrent (précipitations, ruissellement, apport des eaux souterraines) et de celles qui en sortent (évaporation, débit à l’exutoire). Cet équilibre change d’une saison à l’autre (variations saisonnières), d’une année à l’autre (variations interannuelles) ainsi que sur de très longues périodes (décennies, siècles). (Voir Complément d’information *Le fleuve et le réchauffement planétaire*.)

La régularisation des débits en amont a entraîné une diminution des amplitudes annuelles des niveaux d’eau

Complément d’information

Le fleuve et le réchauffement planétaire

Depuis le début du 20^e siècle, on observe un réchauffement de la température moyenne annuelle à l’échelle de la planète. L’histoire géologique nous montre que la planète a déjà subi de grandes variations climatiques étalées sur de longues périodes. La région des Grands Lacs–Saint-Laurent a connu un réchauffement de 0,7 °C entre 1895 et 1991. Pendant cette période, le niveau d’eau des Grands Lacs a atteint des valeurs très basses.

Dans le cas du Saint-Laurent, le réchauffement climatique provoquerait dans le tronçon fluvial et le moyen estuaire une légère baisse du niveau de l’eau, suite à une diminution du débit à la sortie des Grands Lacs. En conséquence, on assisterait à la progression du littoral accompagnée de l’assèchement des terres humides actuelles, de même qu’à la dégradation de la qualité de l’eau. La diminution du débit impliquerait une dilution moindre des polluants. Cette baisse appréhendée aurait comme autre conséquence de nuire au transport maritime et forcerait des activités intenses de dragage dans le chenal (LAPEL, 1989). On prévoit également une augmentation de la teneur en MES si la charge sédimentaire

demeurerait la même. Un autre effet de la diminution du débit pourrait être le déplacement des zones de sédimentation temporaire et permanente. En outre, une plus forte concentration de MES influencerait probablement la pénétration de la lumière, principal agent de croissance des organismes autotrophes à la base du réseau alimentaire.

Contrairement à ce qui est anticipé dans le secteur amont du Saint-Laurent, une hausse du niveau de l’eau, consécutive à une fonte accentuée des zones glaciaires et à l’expansion thermique des masses océaniques, est à prévoir dans la partie aval, soit le moyen estuaire, l’estuaire maritime et le golfe. Les dernières prévisions fixent les hausses de niveaux des océans entre 20 et 95 cm par rapport aux niveaux actuels (IPCC, 1995). Selon ce scénario, la distribution des courants serait profondément modifiée et les problèmes d’érosion des rives du Saint-Laurent s’accroîtraient en raison de l’empiètement des eaux sur les plages et le littoral suite à la formation de zones d’inondation temporaire et permanente. On s’attend de plus à une remontée de l’eau salée à l’intérieur des terres, avec pour corollaire une pénétration de l’eau salée dans l’embouchure des rivières et vers les nappes phréatiques, qui pourrait causer une pression additionnelle sur les ressources en eau potable.

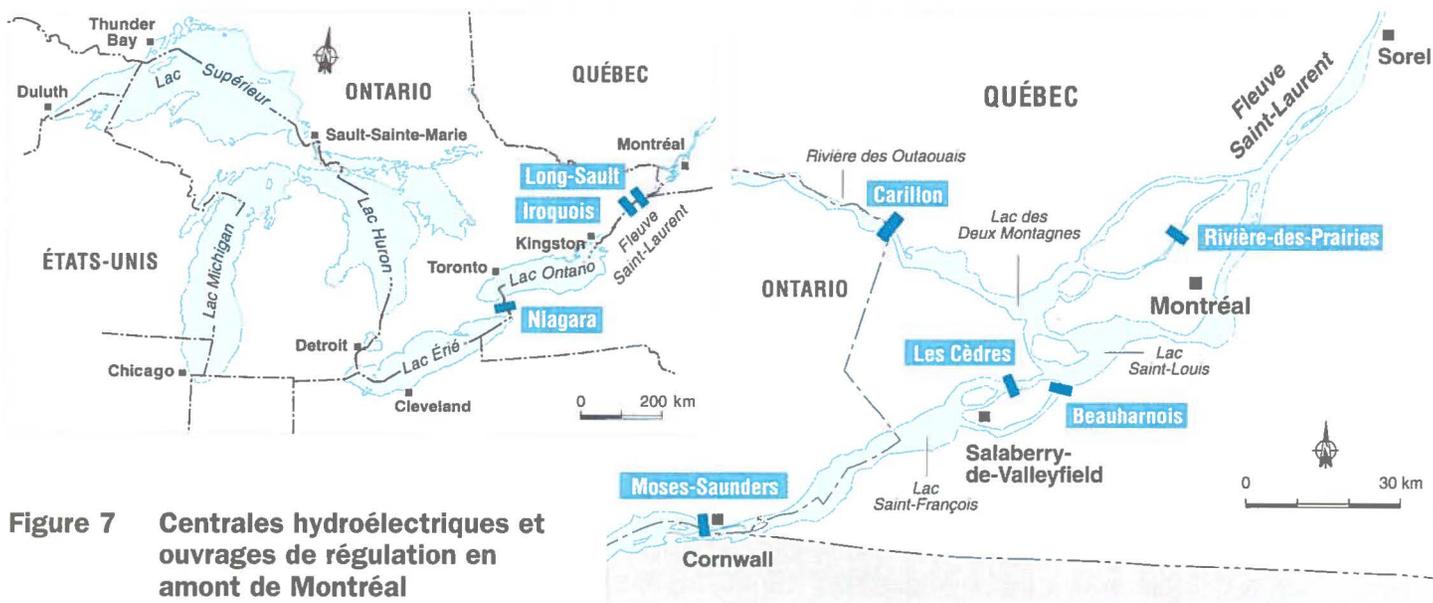


Figure 7 Centrales hydroélectriques et ouvrages de régulation en amont de Montréal

d'une grande partie du tronçon fluvial entre Cornwall et Montréal. Au lac Saint-François, par exemple, les variations interannuelles pouvaient atteindre près de 50 cm avant la mise en place des derniers ouvrages de régularisation au cours des années 1960. Elles sont inférieures à 15 cm aujourd'hui. Dans ce lac, on assiste de façon générale à des crues écrêtées et à des étiages moins prononcés. (Voir Complément d'information *Des niveaux d'eau sous l'égide d'une entente bilatérale.*)

La régularisation des débits à la sortie du lac Ontario ne garantit pas un contrôle total des niveaux puisque l'apport en eau ne peut être parfaitement contrôlé et prédit à long terme. Des périodes prolongées de faibles apports en eau ou d'importantes hausses se sont d'ailleurs produites dans le passé (figure 8). De plus, les écarts de niveaux présentent de grandes variabilités d'un endroit à l'autre du tronçon fluvial à cause de l'apport des tributaires et des caractéristiques morphométriques de la section transversale du fleuve (tableau 1). Au lac Saint-Louis, par exemple, qui reçoit les eaux des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais, les niveaux et les débits

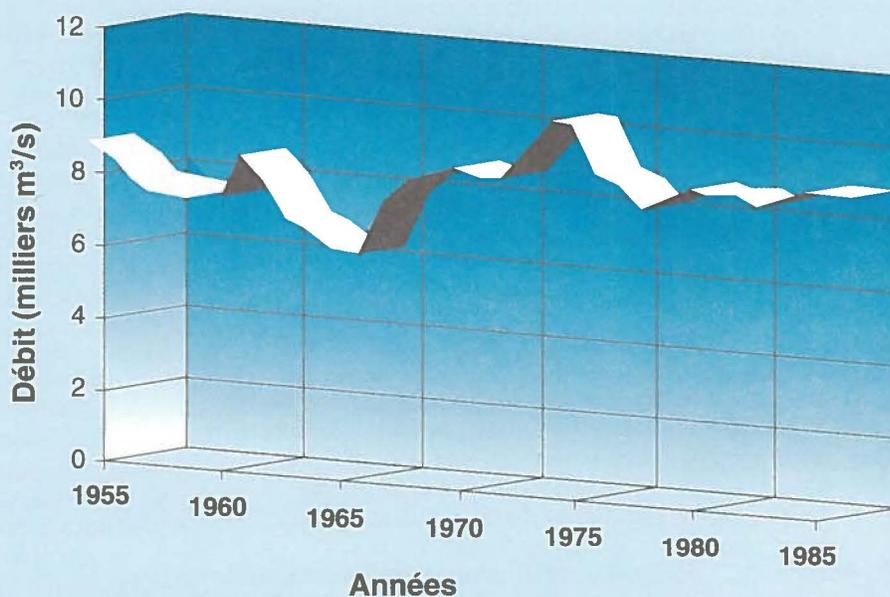
sont fortement influencés par les crues de cette dernière. Le débit de la rivière des Outaouais varie entre des extrêmes saisonniers de 306 m³/s en période d'étiage à 8190 m³/s en période de crue (Bergeron, 1995).

D'autres facteurs peuvent influencer localement les niveaux d'eau et le débit du Saint-Laurent : précipitations, évaporation, ruissellement, embâcles de glaces, présence d'herbiers denses, marées, vents, etc. Les variations des niveaux d'eau de l'estuaire et du golfe sont surtout influencées par les vents forts et les grandes marées plutôt que par les apports d'eau de l'amont, du Saguenay ou des précipitations, et les variations interannuelles des niveaux d'eau y sont faibles (tableau 1).

Les variations des niveaux d'eau ne sont pas mauvaises en soi, car les animaux et les plantes peuvent s'y adapter dans une certaine mesure. Par contre, les niveaux extrêmes et prolongés, c'est-à-dire lorsque les niveaux demeurent très bas ou très hauts, causent des problèmes. La disparition de la végétation remet alors en branle l'érosion des rives si les conditions sont favorisées par la nature du sol, l'exposition aux vagues

Complément d'information Des niveaux d'eau sous l'égide d'une entente bilatérale

La Commission mixte internationale (CMI), un organisme bilatéral, est responsable de l'application du traité relatif aux eaux limitrophes entre le Canada et les États-Unis. Le Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent met en œuvre le plan de régularisation du lac Ontario (« plan 1958 D »). Cet organisme a pour fonction de gérer les niveaux des lacs Ontario et Saint-François et de maintenir un niveau minimal garanti dans le port de Montréal. Fixés actuellement à 0,30 cm, de nouveaux écarts sont à l'étude. On tente d'améliorer le plan actuel tout en maintenant les intérêts des riverains et des utilisateurs : armateurs, plaisanciers, producteurs d'électricité, à l'aide de critères additionnels favorisant la préservation des écosystèmes naturels (CMI, 1993).



Source : Argus (1991) dans Lehoux, 1996.

Figure 8 Variations des débits d'eau de 1955 à 1985 entre Cornwall et l'île d'Orléans

Tableau 1 Variations des niveaux d'eau

Lac Saint-François	<p><i>Niveaux et débits stabilisés artificiellement depuis 1960 et contrôlés par les barrages de Moses-Saunders, de Beauharnois et de Coteau-du-Lac (aménagement de régularisation).</i></p> <p>À Coteau-Landing :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Niveau moyen avant 1964 : 46,31 m et variations interannuelles < 50 cm • Niveau moyen après 1964 : 46,57 m et variations interannuelles < 15 cm • Niveau moyen historique : 46,39 m • Débit moyen à l'entrée à Cornwall (1986-1990) : 7720 m³/s • Débit moyen à la sortie à Coteau-Landing : 7864 m³/s
Lac Saint-Louis–Sorel	<p><i>Lac Saint-Louis : zone de confluence entre les eaux des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais. Niveaux et débits fortement influencés par le débit de la rivière des Outaouais. Le débit peut varier entre des extrêmes saisonniers de 306 m³/s en période d'étiage et 8190 m³/s en période de crue. Fluctuations brusques des niveaux d'eau et écarts interannuels qui ont déjà atteint 1,2 m à Pointe-Claire, 5,0 m au port de Montréal et 2,0 m à Sorel.</i></p> <p>À Pointe-Claire :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Niveau d'eau moyen avant 1964 : 21,03 m • Niveau d'eau moyen après 1964 : 21,31 m • Niveau d'eau moyen historique : 21,14 m <p>Port de Montréal :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Niveau d'eau moyen avant 1964 : 7,39 m • Niveau d'eau moyen après 1964 : 6,77 m • Niveau d'eau moyen historique : 7,15 m <p>Sorel :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Brusques fluctuations annuelles et très grands écarts annuels • Niveau d'eau moyen avant 1964, après 1964 et moyen historique : 5,04 m
Estuaire et golfe	<p><i>Les variations des niveaux d'eau de l'estuaire et du golfe sont surtout influencées par les vents forts et les grandes marées plutôt que par les apports d'eau de l'amont du fleuve, du Saguenay ou des précipitations. Faibles variations interannuelles du niveau d'eau.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Lauzon : variation moyenne historique : 0,60 m • Pointe-au-Père en aval de Rimouski : variation moyenne historique : 0,00 m • Port de Sept-Îles : variation moyenne historique : 1,53 m

Source : Bergeron, 1995.

et aux courants, etc. Les hauts niveaux d'eau sont d'ailleurs fréquemment invoqués pour expliquer la perte de plusieurs hectares de forêts de grande valeur écologique sur les rives des lacs Saint-Louis et Saint-François.

Des rives à la dérive

En 1994, un inventaire des rives entre Cornwall et l'île d'Orléans a permis de constater que sur les 1532 km de

rives de ce tronçon, 28 p. 100 étaient touchées à des degrés divers par l'érosion. Cette proportion augmente à 47 p. 100 lorsque l'on considère uniquement les 848 km de rives naturelles présentes dans cette portion du fleuve (Lehoux, 1996).

Il convient de mentionner que la stabilité des rives de l'estuaire et du golfe n'a pas fait l'objet d'un inventaire systématique. On note cependant plusieurs problèmes locaux

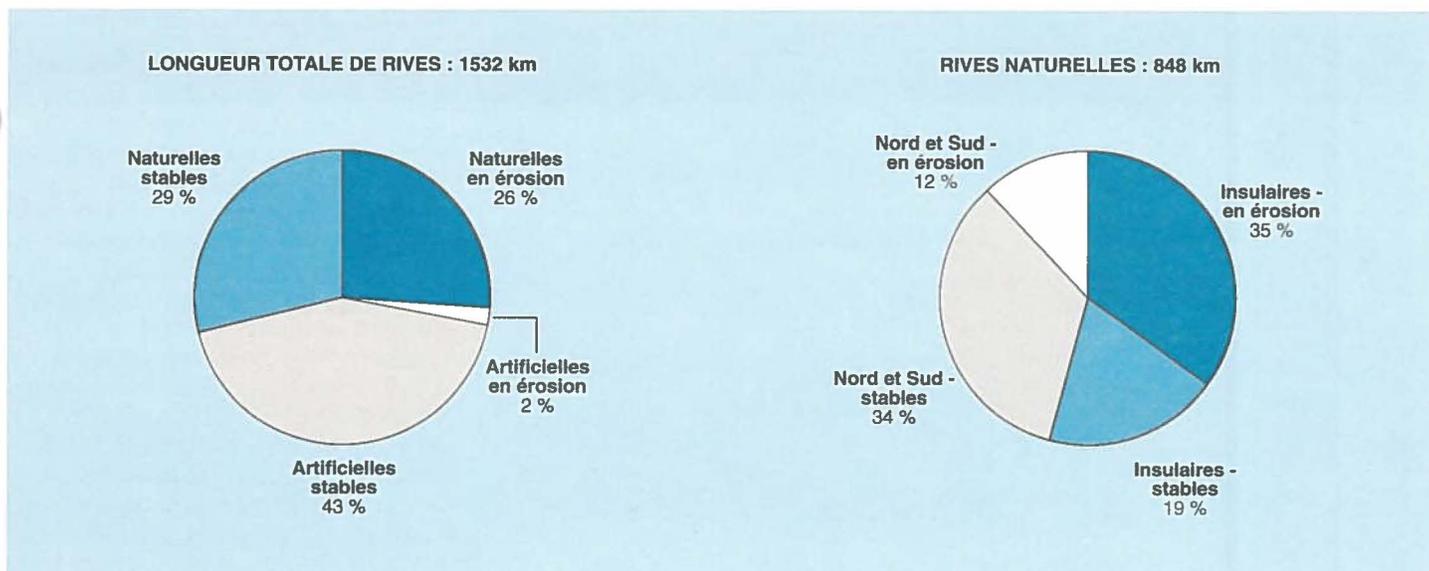
d'érosion, notamment dans le marais intertidal de cap Tourmente, la baie de Rivière-du-Loup et le delta des rivières Manicouagan et aux Outardes.

Les riverains se défendent de diverses manières contre l'érosion des rives, qu'elle soit naturelle ou due à des activités humaines. Sur les 1532 km de rives entre Cornwall et l'île d'Orléans, 658,5 km, soit 45 p. 100, sont recouvertes d'une structure artificielle de protection (muret, enrochement ou remblai) (figure 9).

Sans protection adéquate, le recul de la rive peut être important. La comparaison des photos aériennes prises à 20 ans d'intervalle montre que plusieurs sections de rives reculent en moyenne de 3 m/an sur certaines îles du secteur fluvial. Ainsi, pour le seul tronçon Montréal–Trois-Rivières, 40 ha/an auraient été perdus par érosion au cours des vingt dernières années (Lehoux, 1996). C'est donc plusieurs dizaines de milliers de mètres cubes de sédiments (entre 400 000 et 600 000) qui s'ajoutent vraisemblablement au bilan sédimentaire du fleuve chaque année (Lehoux, 1997).

L'érosion augmente localement la turbidité et nuit à l'utilisation de l'eau à des fins de prises d'eau potable ou encore pour la baignade. Une augmentation des sédiments dans l'eau peut aussi entraîner le colmatage des fosses et des frayères alors que sur la rive érodée, les espèces floristiques et fauniques disparaissent en même temps que la rive qui les supporte.

Plusieurs méthodes ont été développées pour stabiliser les rives. Certaines, comme la pose de blocs de béton, l'empierrement, etc., bien que tout à fait efficaces, ont le désavantage d'être peu esthétiques et de créer des milieux stériles d'un point de vue écologique. Aussi, on s'intéresse depuis quelques années à des méthodes efficaces de stabilisation du sol qui préservent la fonction écologique de la rive. (Voir Complément d'information *Les îles de Contrecoeur : des rives à protéger.*)



Source : Lehoux, 1996.

Figure 9 Synthèse des données sur l'état des rives du Saint-Laurent entre Cornwall et l'île d'Orléans

Complément d'information

Les îles de Contrecoeur : des rives à protéger

L'archipel des îles de Contrecoeur représente un secteur type où les forces d'érosion sont très actives. Cet archipel est formé de deux groupes d'îles disposés parallèlement à la rive. Vers le large, on trouve les îles barrière, dont la plupart ont été remodelées par l'ajout de déblais de dragage provenant du creusement de la Voie maritime du Saint-Laurent. Au sud-est, plus près de la rive, un deuxième groupe d'îles, les îles basses, sont inondées au printemps mais protégées de l'érosion par des herbiers et des marécages qui absorbent les ondes de batillage. Les îles barrière ont été fortement érodées lors de la remontée du niveau du fleuve au cours de la décennie 1965-1975 et certaines rives subissent un recul de 1 à 2 m par année.

Les herbiers et les marécages situés entre les deux groupes d'îles sont menacés de disparition. Des mesures de protection s'imposent pour protéger les îles barrière qui agissent comme écran protecteur pour les

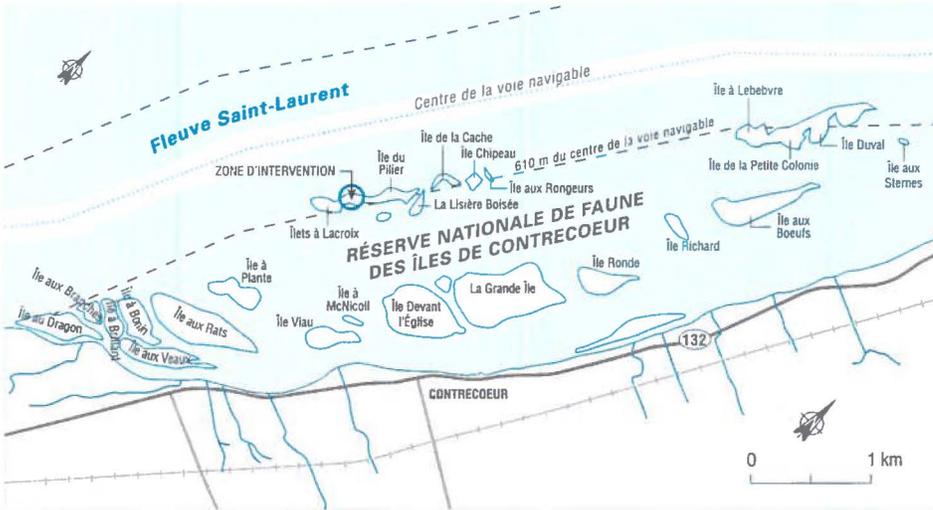
marais situés à l'arrière. Les herbiers et les marécages des îles de Contrecoeur offrent un potentiel élevé d'habitats de fraie, de nidification et d'élevage. Ils soutiennent des communautés aviaires, dont le Canard pilet (*Anas acuta*) et le Canard chipeau (*Anas strepera*) sont les espèces les plus représentatives. Les communautés ichthyennes sont abondantes et diversifiées (figure 10).

Des projets pilotes de stabilisation des rives ont été menés dans le secteur des îles barrière, toujours menacées par l'érosion, notamment aux îlets à Lacroix, à l'île du Pilier, à l'île de la Cache et à l'île Chipeau. Aux îlets à Lacroix, la technique de végétalisation des rives a été retenue avec un reprofilage de la pente et la pose de fagots (figure 11), alors que l'installation de caissons en billes de cèdre a été expérimentée à l'île de la Cache (figure 12).

Aux îlets à Lacroix, le choix du Saule rigide (*Salix eriocephala*), la principale espèce utilisée dans l'ouvrage, présentait plusieurs avantages. Le Saule rigide est très commun sur les rives des cours d'eau québécois et son système racinaire très bien développé

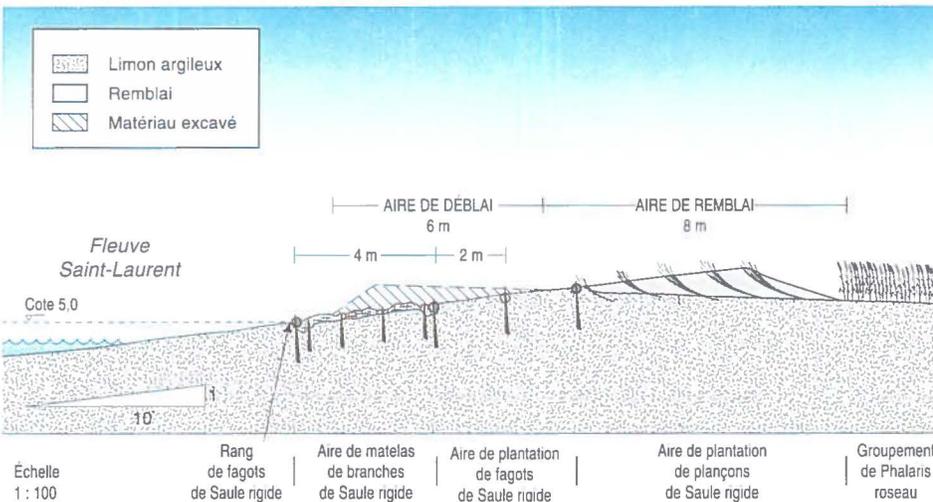
lui permet un ancrage profond et une bonne résistance à l'érosion. De plus, cette espèce se prête bien à la technique du bouturage et croît rapidement (ARGUS, 1996). Mais certaines plantes indigènes, comme le Mèlilot (*Melilotus* sp) et l'Apocyn chanvrin (*Apocynum cannabinum*) ont colonisé l'aménagement. Elles sont susceptibles de nuire à l'ouvrage en entrant en compétition avec les plants de saule pour les éléments nutritifs, l'eau et la lumière. Après un cycle érosif annuel complet, l'ouvrage a démontré une excellente stabilité physique face à l'agression des glaces et de la crue printanière.

Dans le cas du projet à l'île de la Cache, le suivi de l'expérience indique que la structure a bien résisté à l'action des glaces, des crues printanières, des vagues et des courants fluviaux. Par contre, la base des caissons n'a pas résisté aux forces d'érosion à cause d'une mauvaise connaissance du niveau de base de l'eau. Cette situation pourrait être corrigée en ajoutant à la base quelques rangs de billes de cèdre (ARGUS, 1992).



Source : ARGUS, 1996.

Figure 10 Localisation de l'archipel de Contrecoeur



Source : ARGUS, 1996.

Figure 11 Stabilisation des rives des îlets à Lacroix : végétalisation, reprofilage de la pente et pose de fagots

L'érosion résulte en fait d'un déséquilibre entre les forces d'érosion et les apports de sédiments d'origine naturelle ou liés à des activités humaines. Le plus souvent cependant, elle découle de processus interdépendants souvent difficiles à estimer individuellement. Ces diverses causes sont décrites ci-après.

Des variations du niveau d'eau qui influencent la rive

Les variations du niveau d'eau sur de longues périodes entraînent une migration vers le bas ou vers le haut de la végétation riveraine. Comme il peut se passer un certain temps

avant qu'un groupement végétal mieux adapté colonise la rive, le sol laissé à nu devient particulièrement vulnérable à l'érosion. Les variations annuelles ou saisonnières peuvent diminuer, annuler ou amplifier l'effet des vagues, des glaces et des courants sur les hauts-fonds et les berges en pente douce. Les variations journalières de la marée en milieu estuarien entraînent pour leur part une remise en suspension de la vase et le remaniement du sable des estrans. Ces variations modifient aussi le niveau d'attaque des vagues, du courant et des glaces sur les plages et au pied des falaises (Lehoux, 1996).

Des vagues qui attaquent la rive

Les vagues éoliennes sont générées par l'action du vent à la surface de l'eau. Elles sont liées fortement à la vitesse du vent, à sa durée et à la distance sur laquelle il souffle sans rencontrer d'obstacle (*fetch*). L'action des houles éoliennes est d'autant plus prononcée que les vents sont forts et soufflent longtemps, que le *fetch* est important et que les matériaux de la berge sont friables. Ces diverses conditions sont réunies dans les milieux lacustres peu profonds (lacs Saint-François, Saint-Pierre et Saint-Louis) et dans les zones intertidales en aval de Trois-Rivières (les battures de Portneuf, par exemple) où la houle joue un rôle très important sur la dynamique sédimentaire des fonds, lorsque les vents soufflent du nord-est, soit de la mi-octobre à la mi-décembre. C'est cependant dans le golfe du Saint-Laurent que l'on retrouve les conditions les plus défavorables, les vagues y atteignant 4 à 5 m, et exceptionnellement 6 à 7 m de hauteur. La force des vagues engendre ainsi une érosion importante du littoral dans plusieurs secteurs de la côte gaspésienne et de la Côte-Nord.

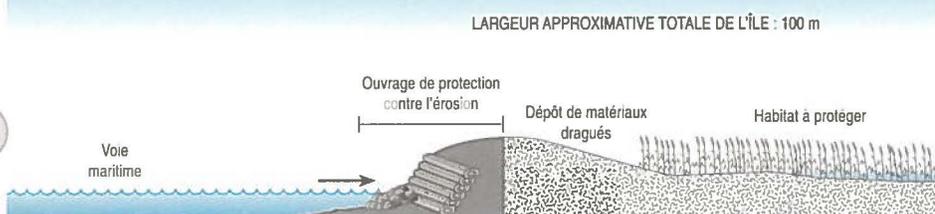
Les vagues de batillage sont générées par le passage d'embarcations à proximité des rives. Lorsque la voie maritime est située à moins de 600 m des rives, les rives nord et sud et les rives insulaires sont menacées d'érosion (Panasuk, dans Lehoux, 1996). Le passage d'un seul navire dans la voie navigable entraîne des variations de niveau d'eau équivalentes à 70 p. 100 des variations observées lors des crues printanières. De plus, la force d'érosion des vagues de batillage est proportionnelle à la vitesse et au tonnage d'un navire. Les embarcations de plaisance génèrent également des vagues de batillage aux conséquences tout aussi importantes malgré leur taille, puisque ce type d'embarcation emprunte généralement des chenaux où les berges sont rapprochées. Ces embarcations ont aussi un effet de masse, certains chenaux étant très fréquentés. L'érosion par les vagues est plus importante tôt au printemps et à l'automne, une période qui correspond au moment où les agents naturels d'atténuation des vagues sont absents, soit entre le déperis-



Habitats à protéger

- Marais profond émergent à Typha, à Sagittaire et à Scirpe fluviatile
- Sauvagine : Canard chipeau et Canard pilet
- Poissons : Grand Brochet, Perchaude, Crapet soleil, Barbotte brune, cyprinidés et Achigan à grande bouche

Partie nord de l'île Chipeau



Source : Modifié de ARGUS, 1992.

Figure 12 Stabilisation des rives des îles de la Cache, du Pilier et Chipeau : caissons en billes de cèdre

sement des plantes (disparition des herbiers) et l'englacement de la rive.

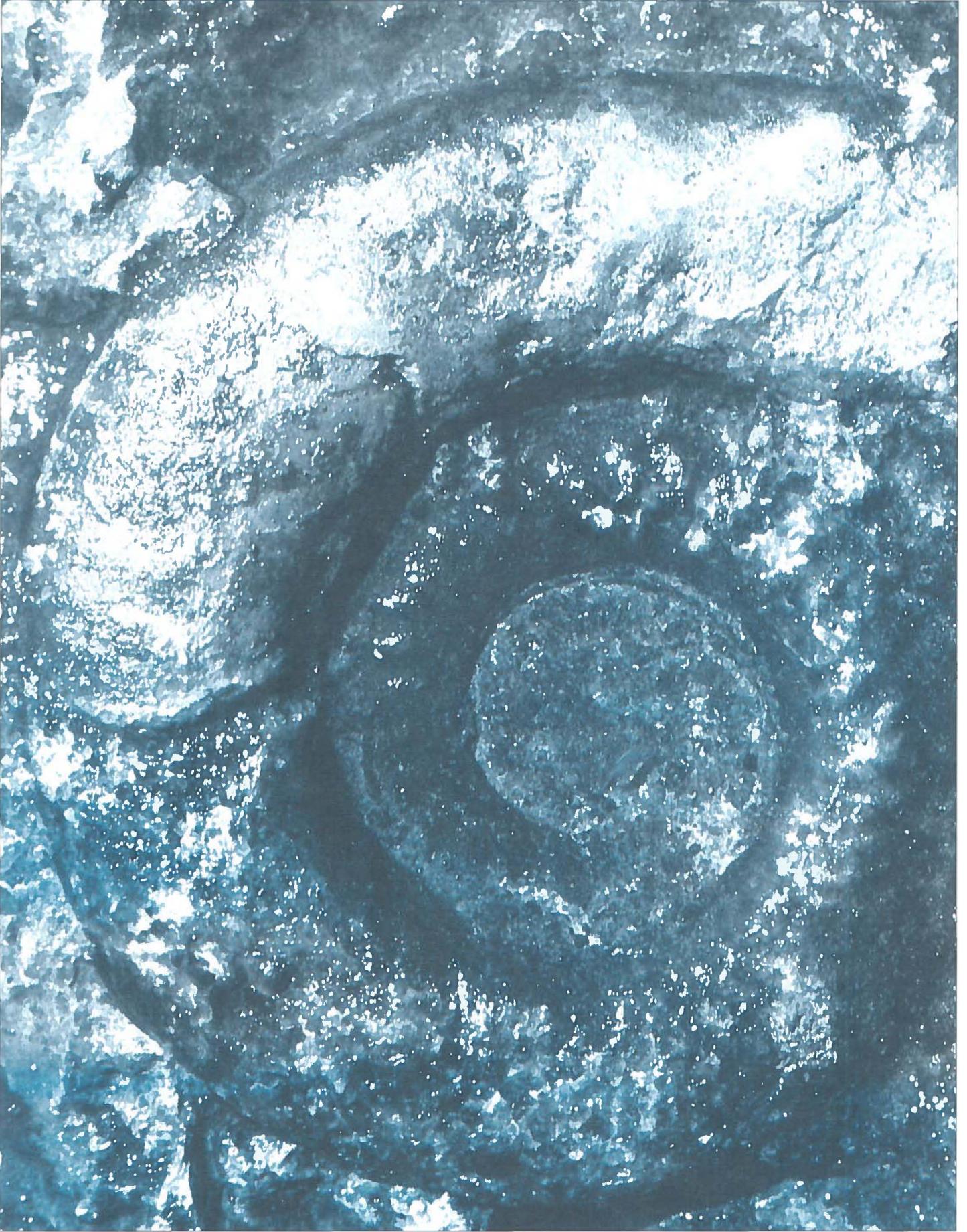
Des glaces qui labourent la rive

Depuis l'ouverture de la Voie maritime du Saint-Laurent et pour une grande partie de l'hiver en aval de Montréal, la couverture de glace ne se forme plus maintenant que dans les baies abritées dans le tronçon fluvial. Dans l'estuaire et le golfe, une mince bande de glace, la banquise littorale, se soude à la rive tandis que d'immenses glaçons dérivent au gré des courants. L'érosion par les glaces dans le couloir et l'estuaire fluvial est due aux embâcles qui se forment lors des périodes de froid extrême. Les amoncellements de glace sont souvent assez importants et puissants pour atteindre la rive, labourer

le sol et endommager la végétation. Dans l'estuaire, la glace est surtout associée à la formation de la glace d'estran, en contact périodique avec les fonds, captant ainsi une quantité appréciable de matières solides. La débâcle printanière soulève le couvert de glace soudé à la rive en même temps que les larges plaques de végétation et les matériaux sédimentaires collés à la glace. Les marais à spartine de l'estuaire sont soumis à ce « labourage » intensif des glaces qui déstabilise le marais et entraîne la dérive de radeaux de végétation à l'aval. L'érosion des rives par les glaces apporte au golfe plusieurs millions de tonnes de sédiments fins par année (Dionne, 1971; 1981; 1984).

Le courant qui sape la rive

La capacité d'érosion du courant dépend de la morphologie de la rive (forme, position et pente), du profil de l'avant-plage, de la texture des sédiments, et de la présence de végétation. Lors des crues, le courant dans les secteurs de resserrement du fleuve peut être assez fort pour éroder la berge. C'est le cas des chenaux secondaires de l'archipel de Boucherville et de certains secteurs du chenal de navigation, entre Trois-Rivières et Québec.



L'origine des sédiments, le résultat d'un lent processus d'érosion

Le cycle géologique permet d'expliquer la formation des sédiments. C'est le vaste réseau de rivières, grandes ou petites, les ruisseaux et les eaux de ruissellement qui arrachent et transportent vers le fleuve les particules minérales et organiques. Enfouies peu à peu au fond de l'eau, ces particules subissent une lente transformation.

Par définition, les sédiments sont formés de la matière particulaire d'origine minéralogique ou biologique qui a décanté au fond des eaux. Une fois introduits dans le cours d'eau, la plupart des contaminants ont une forte propension à se lier aux particules fines transportées en suspension au gré du courant. Par conséquent, le transport et la sédimentation des MES jouent un rôle majeur dans le cheminement et le devenir des polluants libérés dans les écosystèmes aquatiques. Le cycle sédimentaire comprend quatre grandes étapes : la météorisation (*weathering*), le transport, la sédimentation et la diagenèse.

Les roches et les sols du bassin versant, la source des sédiments du Saint-Laurent

Depuis des milliards d'années, le bouclier canadien est soumis à l'action répétée des agents atmosphériques qui causent, par fragmentation mécanique ou par altération chimique, un vieillissement de ses roches les plus résistantes. Les

géologues appellent météorisation (du grec *meteōra* « phénomène céleste ») ce lent vieillissement des roches qui conduit irréversiblement les massifs rocheux à la destruction (Landry et Mercier, 1983).

Le magma emprisonné à l'intérieur d'une fissure de la croûte terrestre ou la lave une fois crachée de la bouche d'un volcan se refroidissent lentement pour former des cristaux qui sont à l'origine des minéraux composant les roches des continents. La forme d'un cristal (par exemple un cube de sel de table [halite], figure 13) est l'expression macroscopique d'un arrangement ordonné des atomes qui sont les constituants de base de la matière. À l'image de la Biosphère, construite sur l'île Notre-

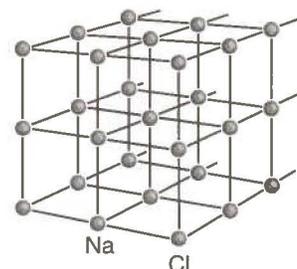


Figure 13 Structure cristalline

Dame, qui se maintient en équilibre depuis plusieurs décennies grâce à une savante charpente (structure cristalline) formée d'une multitude de triangles (liaisons chimiques) reliant des nœuds (atomes), les forces d'attraction qui relient les éléments chimiques à la base des minéraux confèrent aux roches une très grande stabilité.

Les nombreuses attaques chimiques (par exemple, la dissolution des minéraux) que subissent les roches sous l'action des agents atmosphériques, causent des modifications à l'identité même des minéraux en détruisant très lentement leur structure cristalline. Le vieillissement chimique des roches libère dans l'environnement des ions et des molécules qui sont transportés en solution dans les eaux de surface et souterraines, de même que des particules solides qui seront transportées par les cours d'eau. Les

roches affaiblies par la météorisation sont plus exposées aux effets de l'érosion.

Le vieillissement mécanique est causé par les cycles répétés du gel et du dégel qui provoquent le fractionnement des roches en éléments de plus en plus petits, sans modification de la structure cristalline. Au Quaternaire, les roches du bassin de drainage du Saint-Laurent ont subi à plusieurs reprises l'action des glaciers continentaux qui s'écoulent de façon à peine perceptible sous la force de la gravité. Les champs de glace sont à la fois de puissants agents d'érosion du substrat rocheux et de transport des débris rocheux broyés sous leur poids. Le travail d'érosion glaciaire contribue ainsi à adoucir le relief en laissant après la fonte des glaces des débris de toutes tailles, ou dépôts meubles. (Voir Complément d'information *Un fleuve sorti des eaux*.)

Depuis trois siècles, les activités humaines, en particulier la déforestation et l'agriculture, ont été la cause d'une érosion accrue des dépôts meubles et des sols. Les sols agricoles mis à nu se trouvent exposés à l'impact des gouttes de pluie et au ruissellement, et lorsque l'eau de pluie ou de la fonte des neiges ne peut s'infiltrer dans le sol, l'eau entraîne la matière organique et les fines particules minérales vers les cours d'eau. Si les pesticides et les métaux lourds sont présents dans le sol, ceux-ci seront entraînés dans les eaux de surface puis vers les cours d'eau. Les composés chimiques toxiques peuvent rester dans les sols pendant de longues périodes, comme le DDT, banni au Canada depuis 1969, encore détecté dans les sols du bassin versant des Grands Lacs (Environnement Canada, 1991).

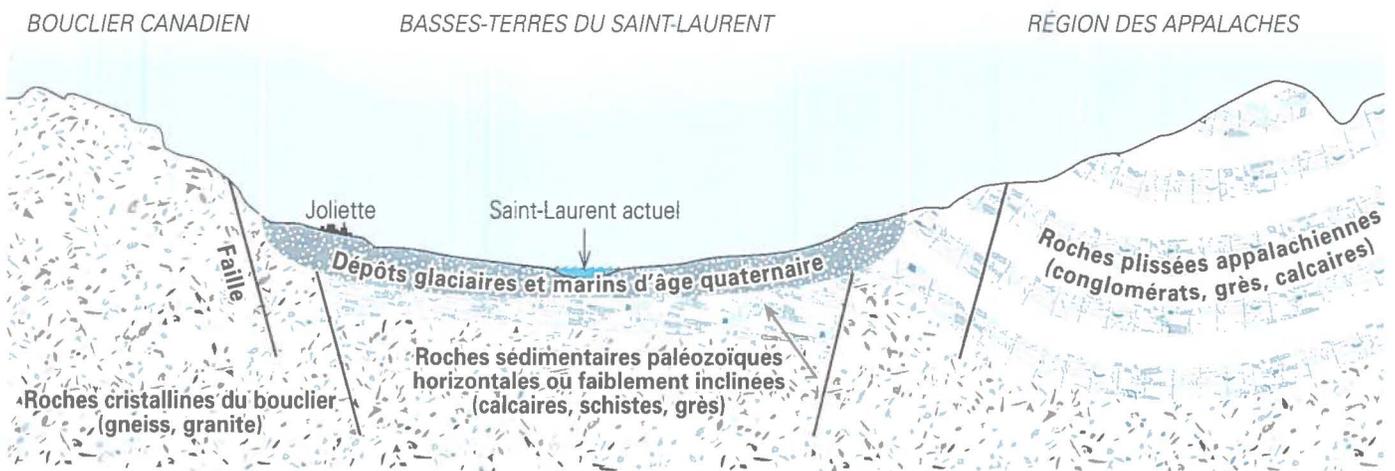
Complément d'information
Un fleuve sorti des eaux

Au Dévonien, il y a trois cent cinquante millions d'années, l'ancêtre du Saint-Laurent a tracé une profonde vallée correspondant à peu près au tracé actuel du fleuve.

Cette vallée aurait été le théâtre d'au moins quatre glaciations au Quaternaire. Lors de la fonte du

dernier glacier, il y a 10 000 à 12 000 ans, la dépression a été occupée par les mers de Champlain et de Goldthwait où furent mis en place des argiles en eaux profondes et des sables et des graviers sur les littoraux (figure 14). Au fur et à mesure que ces mers se retiraient en raison du relèvement de la croûte terrestre, allégée du poids des glaciers continentaux, un nouveau réseau hydrographique prenait place sur ce

territoire nouvellement exondé. Les branches de ce réseau hydrographique convergèrent finalement il y a 7000 ans environ pour former l'actuel Saint-Laurent. On sait que pendant une période de temps relativement courte, le Saint-Laurent changea plusieurs fois de lit en raison du relèvement de la croûte terrestre, phénomène qui est à l'origine des nombreuses îles entre Montréal et Québec.



Sources : Reproduit de Centre Saint-Laurent et Université Laval (1992b) à partir de Grenier et Hamelin, 1971. *Géographie contemporaine*.

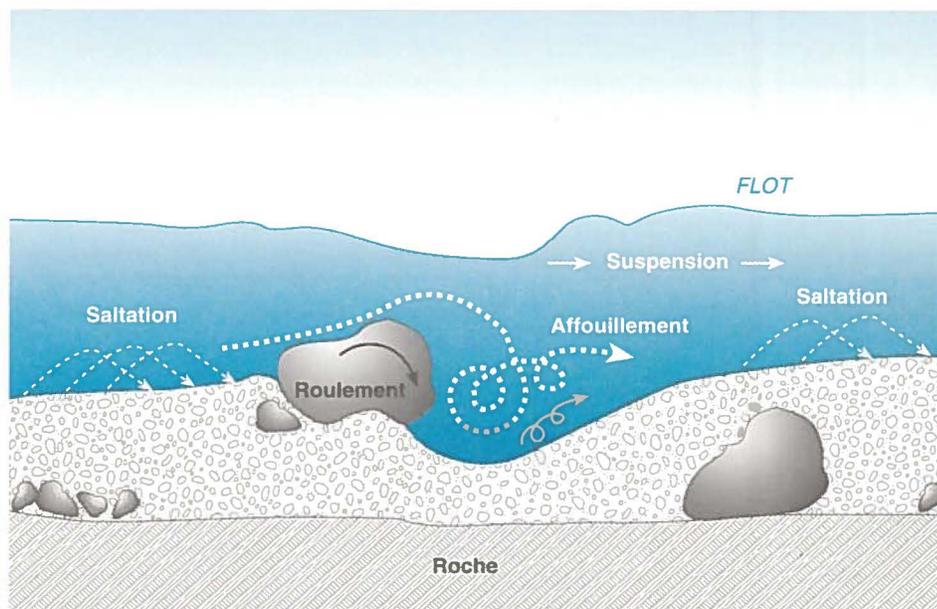
Figure 14 La cuvette du Saint-Laurent et les régions physiographiques

Le transport vers le fleuve, un parcours semé d'embûches

La majorité des ions libérés par la météorisation chimique des roches est transportée en solution jusqu'à la mer où ils précipitent. Ils ont donc peu d'impact sur la composition des sédiments du fleuve Saint-Laurent. Par contre, les particules solides produites mécaniquement par la météorisation et l'érosion sont soumises aux caprices des courants une fois introduites dans les cours d'eau : les petits graviers et les sables grossiers roulent sur le fond (charriage), les sables fins se déplacent par petits bonds successifs (saltation) et les particules les plus fines demeurent suspendues dans le flot (figure 15). Les particules en suspension, potentiellement contaminées, sont transportées selon leur taille sur des distances plus ou moins grandes car elles sédimentent uniquement là où la vitesse du courant ralentit suffisamment (figure 16).

Les techniques actuelles permettent difficilement de connaître la quantité de sédiments grossiers transportés par charriage car les grains se déplacent très près du fond. D'après des études théoriques, quelques relevés *in situ* et les quantités retirées par dragage, le charriage de fond, principalement composé de sable provenant des tributaires, serait assez limité - entre 50 000 et 500 000 tonnes par année en aval de Montréal (Frenette *et al.*, 1992). Par contre, on estime à plusieurs millions de tonnes par année la quantité de matières solides arrachées au bassin de drainage du fleuve Saint-Laurent et transportées en suspension vers la mer. Les particules minérales et organiques (débris végétaux et animaux) dérivées de l'érosion des roches et des sols du bassin de drainage forment la fraction terrigène des MES. Les particules organiques (plancton, détritus) qui prédominent en milieu marin composent la fraction biogène des suspensoïdes.

Dans le moyen estuaire, là où s'effectue le mélange des eaux douces et marines, les matières transportées en suspension comprennent des particules terrigènes et biogènes. À cet



Le type de transport est fonction de la taille des grains et de la vitesse de l'écoulement.

Figure 15 Les trois modes de transport des particules sédimentaires

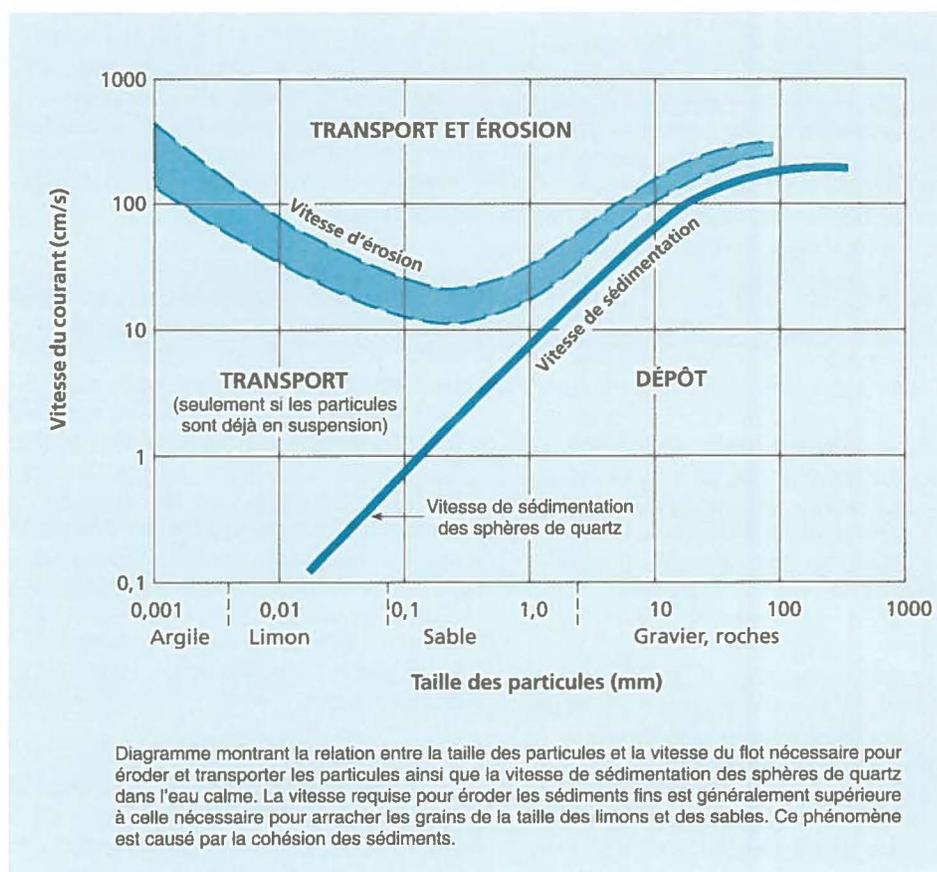


Diagramme montrant la relation entre la taille des particules et la vitesse du flot nécessaire pour éroder et transporter les particules ainsi que la vitesse de sédimentation des sphères de quartz dans l'eau calme. La vitesse requise pour éroder les sédiments fins est généralement supérieure à celle nécessaire pour arracher les grains de la taille des limons et des sables. Ce phénomène est causé par la cohésion des sédiments.

Source : Adapté de Hjultstrom, 1939.

Figure 16 Relation entre la taille des particules, la vitesse de l'eau et leur dépôt sur le fond

endroit, la rencontre des eaux douces et salées produit une zone de turbidité maximale (ZTM) où les concentrations de MES sont beaucoup plus élevées que celles observées en amont de l'île d'Orléans et en aval de l'île aux Coudres. Sous l'action de la circulation estuarienne, les particules terrigènes transportées en surface par les eaux de décharge du fleuve sédimentent lentement avec des particules biogènes, pour être ensuite ramenées vers l'amont par un courant compensatoire en profondeur. Ce phénomène est aussi observé à l'embouchure de la rivière Saguenay.

Le dépôt des sédiments, un patron fort complexe d'une section à l'autre du Saint-Laurent

Le Saint-Laurent peut être subdivisé en cinq grandes divisions hydrographiques caractérisées par des environnements sédimentaires très différents sur le plan des courants, des vagues, des marées et des glaces. Il s'agit, de l'amont vers l'aval, du tronçon fluvial, de l'estuaire fluvial, du moyen estuaire, de l'estuaire maritime et du golfe. Les caractéristiques de l'écoulement, principal agent contrôlant la sédimentation des particules solides, sont fort complexes dans le Saint-Laurent.

Le tronçon fluvial, entre la sortie du lac Ontario et le lac Saint-Pierre, forme le fleuve proprement dit. Les courants y sont très variables en raison de la présence de rapides, de lacs et d'archipels. Depuis le début du 20^e siècle, la complexité naturelle de l'écoulement dans ce secteur a été modifiée par des ouvrages d'ingénierie (chenaux de navigation, barrages, ports, endiguements, etc.) et par l'eutrophisation (enrichissement excessif de l'eau par des éléments nutritifs causant une prolifération des plantes aquatiques). Intercalées entre les eaux vives des rapides, on retrouve des zones d'eaux suffisamment calmes pour permettre la sédimentation des particules transportées en suspension. Le lac Saint-François, le lac Saint-Louis et le petit bassin de La Prairie, ainsi que certains chenaux des archipels des îles de Contrecoeur et de Sorel

comportent des zones profondes (> 4 mètres), en retrait du chenal principal, où s'accumulent pour de longues périodes des sédiments fins depuis que l'écoulement naturel du fleuve a été modifié. Certes, certains autres secteurs lacustres peu profonds sont aussi sujets à la sédimentation, surtout en été en présence des grands herbiers aquatiques qui épurent l'eau de ses matières particulaires. Toutefois, ces dépôts seront en partie arrachés et remis en suspension sitôt l'automne venu avec la sénescence de la végétation qui faisait office de bouclier contre les vagues. La crue des eaux lors de la débâcle printanière aura tôt fait de déloger les grains restés sur le fond.

L'estuaire fluvial entre l'exutoire du lac Saint-Pierre et l'extrémité est de l'île d'Orléans se distingue par ses marées d'eaux douces. La force du courant de décharge est accentuée par la marée descendante (jusant), phénomène qui limite considérablement les zones de sédimentation permanente. Toutefois, les battures de la région de l'île d'Orléans retiennent temporairement de grandes quantités de sédiments fins et la Traverse du Nord, située au sud-est de l'île d'Orléans, s'ensable rapidement, ce qui nécessite de fréquents dragages.

Le moyen estuaire entre l'île d'Orléans et l'embouchure du fjord du Saguenay est le lieu où débute le mélange des eaux douces et marines. En eaux profondes, d'intenses courants de fond générés par des marées de forte amplitude balaient les dépôts fins, laissant les sédiments grossiers en formation de dunes. Sur les battures de Montmagny et dans l'archipel de l'île-aux-Grues, la végétation stabilise temporairement les dépôts accumulés en période estivale jusqu'à ce que les sédiments soient ramenés au large par les marées et les vents d'automne.

Du Saguenay à Pointe-des-Monts, l'estuaire maritime baigne le chenal Laurentien qui forme une fosse profonde s'ouvrant sur le golfe du Saint-Laurent. Le taux de sédimentation est très élevé à cet endroit (1,5-4,0 mm/an) à cause d'un courant de fond dirigé vers l'amont (d'Anglejan, 1990). Une partie impor-

tante des particules minérales provenant de l'érosion du bouclier canadien et les particules biogènes produites sur place se déposent au fond de cette partie du chenal Laurentien à un rythme annuel d'environ 7 à 8 millions de tonnes (Fortin *et al.*, 1996). Depuis des millénaires, plus de 60 mètres de boues holocènes se sont accumulés dans la fosse laurentienne et à peine les cinquante derniers centimètres sont marqués par l'industrialisation du bassin versant. L'empreinte de l'ère industrielle est aussi évidente dans la couche superficielle des sédiments accumulés dans l'auge glaciaire du fjord du Saguenay qui a reçu plus de 100 m de boues holocènes (Syvitski et Praeg, 1989).

En plus des particules terrigènes qui s'échappent de l'estuaire, le golfe du Saint-Laurent reçoit des matériaux provenant de l'érosion de ses côtes et de son littoral, de même que des particules biogènes produites en milieu océanique et qui pénètrent par le détroit de Cabot (Pêches et Océans Canada, 1996). On estime que plus de six millions de tonnes de particules terrigènes et biogènes s'accumulent dans le golfe annuellement (Yeats, 1988).

Les sédiments enfouis, une lente transformation vers la consolidation

L'ensemble des processus biologiques, chimiques et physiques qui transforment les sédiments meubles en une roche cohérente se nomme diagenèse. Bien que ce phénomène débute dès la sédimentation, la lente consolidation des sédiments se fait à l'échelle du cycle géologique et peut prendre des millions d'années. La diagenèse précoce est généralement définie comme l'ensemble des changements chimiques qui surviennent suite à l'accumulation des particules solides et qui influencent le devenir des contaminants une fois enfouis dans les couches superficielles de sédiments. Ces processus incluent des réactions chimiques dont l'oxydation, la réduction, la précipitation et la complexation, ainsi que des activités biologiques dont la dégradation bactérienne, la bioturbation et la bioirrigation. (Voir chapitre 6.)

Sédiments de surface

Dans la partie fluviale, le dépôt des sédiments sur le fond est lié aux comportements de la masse d'eau. Les sédiments s'accumulent en été dans les fosses et les zones d'herbiers et sont remis en suspension à l'automne et au printemps. À l'exception de quelques secteurs isolés du tronçon fluvial, le chenal Laurentien et le golfe sont pratiquement les seuls secteurs où les sédiments tendent à s'accumuler de façon permanente. Ailleurs, ils se déplacent avec la masse d'eau.

Pour connaître la localisation des sédiments de surface décrits ci-après, le lecteur est prié de consulter la carte *Le Saint-Laurent : hydrodynamique, sédiments et érosion des rives*. (Pour connaître la composition des classes texturales, voir Complément d'information *La classification des sédiments*.)

Les lacs fluviaux : des pièges à sédiments

Sur l'ensemble du tronçon fluvial, les sédiments récents – associés au régime fluvial actuel, donc depuis 3000 ans environ – forment un dépôt de quelques dizaines de centimètres à 3 mètres d'épaisseur, qui repose sur des argiles marines anciennes.

En général, les zones d'accumulation permanente, c'est-à-dire les zones où les apports dépassent les pertes, sont localisées à l'extérieur du chenal principal, là où les courants sont inférieurs à 0,3 m/s et les hauteurs d'eau supérieures à 4,5 m (Carignan *et al.*, 1993) (figure 18). Ces conditions sont réunies dans les trois lacs fluviaux et près de 12 p. 100 de la surface totale de ces lacs sont occupés par les zones d'accumulation permanente. Les données recueillies montrent cependant que les taux d'accumulation ne sont pas uniformes et qu'ils varient de 1 à 19 mm/an dans les lacs Saint-François et Saint-Pierre (Carignan *et al.*, 1993).

La masse de sédiments déposés en permanence dans les lacs fluviaux est cependant très faible pour l'ensemble du fleuve, puisqu'elle représente seulement de 6 à 8 p. 100 de la charge solide mesurée à Québec, charge estimée à 6,5 millions de tonnes par an (Frenette *et al.*, 1989). La faible épaisseur des dépôts et les forts taux d'accumulation qui sont observés suggèrent une accumulation très récente. En effet, l'âge des sédiments déposés sur les sédiments anciens correspond en général à la date de construction des ouvrages hydroélectriques ou aux phases d'agrandissement du chenal de navigation.

Dans les zones où la hauteur d'eau est inférieure à 4,5 m, l'accumulation est temporaire selon les conditions hydrologiques et en présence d'herbiers. Il faut garder à l'esprit que les zones de sédimentation permanente n'existaient pas dans le fleuve Saint-Laurent avant la construction des grands barrages hydroélectriques. À cette époque, la mince couche de sédiments fins qui avait résisté aux grands vents d'automne était remise en suspension sous la force du courant lors des crues printanières. (Voir Complément d'information *Le rôle des herbiers dans la sédimentation*.)

La frontière entre les dépôts annuels et les dépôts permanents dans les lacs n'est habituellement pas très bien définie. Le balancement de cette

Complément d'information

La classification des sédiments

L'approche descriptive la plus utilisée pour cartographier les sédiments se base sur la granulométrie. Les sédiments étant constitués d'une multitude de particules de différents diamètres, on établit la granulométrie par le pourcentage du poids dans différentes catégories de tailles. La classification granulométrique de Wentworth (1922), l'une des plus utilisées en sédimentologie, comprend quatre classes principales de particules :

- gravier :** particules de diamètre supérieur à 2 mm;
- sable :** particules de 64 µm à 2 mm de diamètre;
- limon :** particules de 2 µm à 63 µm de diamètre;
- argile :** particules de moins de 2 µm de diamètre.

limite est fonction des conditions hydrodynamiques qui peuvent varier selon les grands cycles hydrologiques et les événements météorologiques extrêmes. Les zones de sédimentation permanente occuperont de plus grandes superficies en période de faible débit du fleuve alors que durant des années de forte hydraulicité, les courants pourront éroder et remettre en suspension des sédiments plus anciens. Les zones de sédimentation permanente se trouveront donc là où la force du courant n'a, jusqu'à maintenant, pas permis de remettre en suspension des dépôts anciens accumulés depuis la construction des barrages.

Les secteurs latéraux des lacs fluviaux sont des endroits propices à la sédimentation des MES en raison de la faible vitesse des courants dans ces secteurs, du temps de résidence des eaux plus élevé (2 à 5 jours) que dans les chenaux (8 à 14 heures) et de la présence d'herbiers aquatiques durant la période estivale.

La remise en suspension, par des agents naturels d'érosion, de sédiments de surface déposés dans les zones où la hauteur d'eau n'atteint

Afin d'obtenir une description qualitative de la texture, les résultats de la classification de Wentworth sont portés sur des diagrammes ternaires subdivisés selon le pourcentage relatif des graviers, sables et argiles trouvés dans un échantillon. Les nomenclatures de Folk (1938) et de Shepard (1954) sont les plus utilisées en géologie. La nomenclature de Shepard (1954) est présentée à la figure 17.

Il est à noter que la plupart des études réalisées sur le fleuve et le golfe utilisent l'une ou l'autre de ces deux classifications. Dans la partie fluviale, la classification de Shepard a été utilisée dans les études de Sloterdijk (1985), Champoux et Sloterdijk (1988) et Hardy *et al.* (1991b), alors que la taille moyenne des particules de l'échantillon a été utilisée par Centreau (1973; 1974). Dans l'estuaire et le golfe, une classification basée sur la fraction dominante

(> 30 p. 100) et mineure (< 30 p. 100) a été retenue par d'Anglejan et Brisebois (1978) et par Loring et Nota (1973).

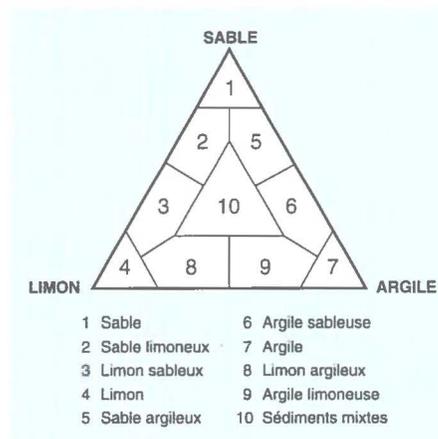


Figure 17 Diagramme ternaire selon la nomenclature de Shepard (1954)

pas 4,5 m, est un phénomène cyclique. Les fortes vagues générées par les vents de tempête entraînent fréquemment une remise en suspension des sédiments puisque la hauteur des vagues est importante à l'automne, surtout durant la période qui suit la disparition des grands herbiers de macrophytes et la formation des glaces.

Lac Saint-François

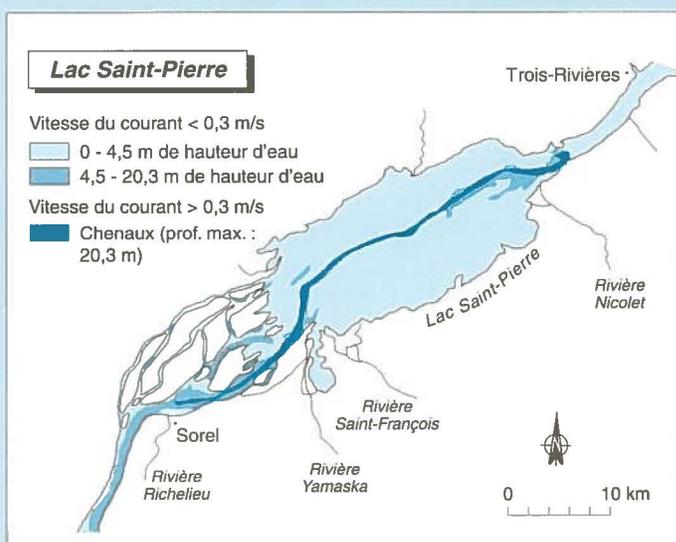
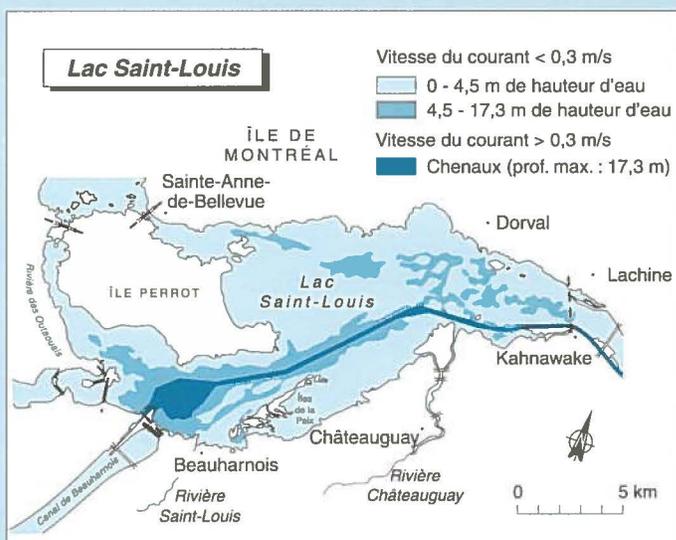
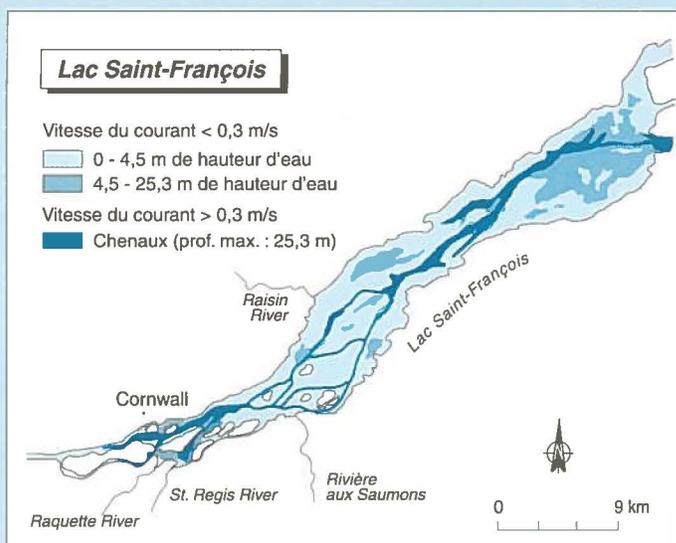
Le chenal de navigation et les chenaux secondaires situés dans la partie deltaïque à la tête du lac Saint-François sont constitués de sable et de gravier fortement compactés. La présence du sable et du gravier s'explique par la grande capacité de transport et d'érosion du fleuve dans cette partie amont du lac (Lorrain *et al.*, 1993). Sur les hauts-fonds des secteurs latéraux, les limons argileux et les sables limoneux dominent. Il s'agit de dépôts temporaires résultant des conditions d'étiage. Dans la partie centrale du lac, entre la pointe Dupuis et la pointe Saint-Louis, les sédiments recèlent une plus grande quantité de sable en raison du rétrécissement du fleuve à cet endroit et de l'augmentation de la vitesse des

courants qui empêche le dépôt des particules fines. Toutefois, dans les secteurs latéraux où la hauteur d'eau est supérieure à 4,5 m, exception faite des chenaux, il semble y avoir des zones d'accumulation permanente de sédiments fins. Ces zones, qui couvrent 16 p. 100 des secteurs latéraux, incluent les bassins Lancaster, Saint-Zotique et Grenadier.

Lac Saint-Louis

Le lac Saint-Louis reçoit les eaux du fleuve et les eaux de la rivière des Outaouais, d'où les teneurs plus élevées en minéraux ferro-magnésiens, tels l'aluminium (Al), le fer (Fe) et le magnésium (Mg) dans le secteur nord du lac, là où se concentrent les eaux en provenance de cette rivière (Champoux et Sloterdijk, 1988).

Sur la moitié de sa surface, le fond du lac Saint-Louis est constitué de sables et de graviers. Le lac présente deux zones d'accumulation permanente, soit au sud de l'île Perrot et en face de Pointe-Claire. Dans ces secteurs, les sédiments sont principalement constitués de sables argileux, de sable limoneux et de limon argileux (Champoux et Sloterdijk, 1988). Malgré la forte représentation des



Source : Adapté de Carignan *et al.*, 1993.

Figure 18 Bathymétrie et vitesse du courant dans les lacs fluviaux

sédiments fins autour de l'île Perrot et des îles de la Paix, tout porte à croire qu'une fraction importante de ceux-ci ne constituent pas des zones d'accumulation permanente (Rukavina *et al.*, 1990; Carignan *et al.*, 1993).

Au sud-est du lac, les îles de La Paix sont soumises à une érosion importante causée par les vagues. Une étude de Gosselin (1985) a jadis révélé l'importance des vagues produites par les navires (batillage) qui passent à proximité des îles pour s'engager dans le canal de Beauharnois ou en sortir. Plus récemment, une étude réalisée par ARGUS (1995) a montré que ce sont surtout les vagues d'origine éolienne qui seraient la principale cause de l'érosion, le phénomène de batillage n'affectant que la pointe de la Traverse, à l'extrémité nord-est de l'archipel. Ce secteur a subi une érosion importante durant la première moitié des années 1970 en raison du niveau d'eau particulièrement élevé du fleuve. Le rehaussement du niveau d'eau aurait, dans un premier temps, entraîné la disparition de la végétation arborescente qui maintenait le sol en place et qui permettait d'annuler l'effet des vagues (Lamoureux et Olivier, 1982). Une fois la bande riveraine disparue, l'érosion est devenue très active dans la partie amont des îles et depuis, on observe un apport important de matériaux érodés à l'aval, ce qui entraîne maintenant la migration des îles vers l'aval (Gosselin, 1985).

Lac Saint-Pierre

Le lac Saint-Pierre se démarque par la quasi absence de zones d'accumulation permanente, malgré un temps de résidence de la masse d'eau d'un peu plus de trois jours dans les secteurs latéraux qui permettrait la décantation des particules. La faible profondeur moyenne du lac, qui excède rarement 2,7 m sauf dans le chenal de navigation, en serait la raison. En effet, 7 p. 100 seulement de la surface des secteurs latéraux présentent une hauteur d'eau supérieure à 4,5 m, hauteur d'eau limite pour permettre la formation d'une zone d'accumulation permanente. La présence des sédiments fins dans les secteurs latéraux s'explique par la conjugaison de divers facteurs,

CORNWALL-POINTE-DES-CASCADES

SÉDIMENTS DE SURFACE

Sédiments récents

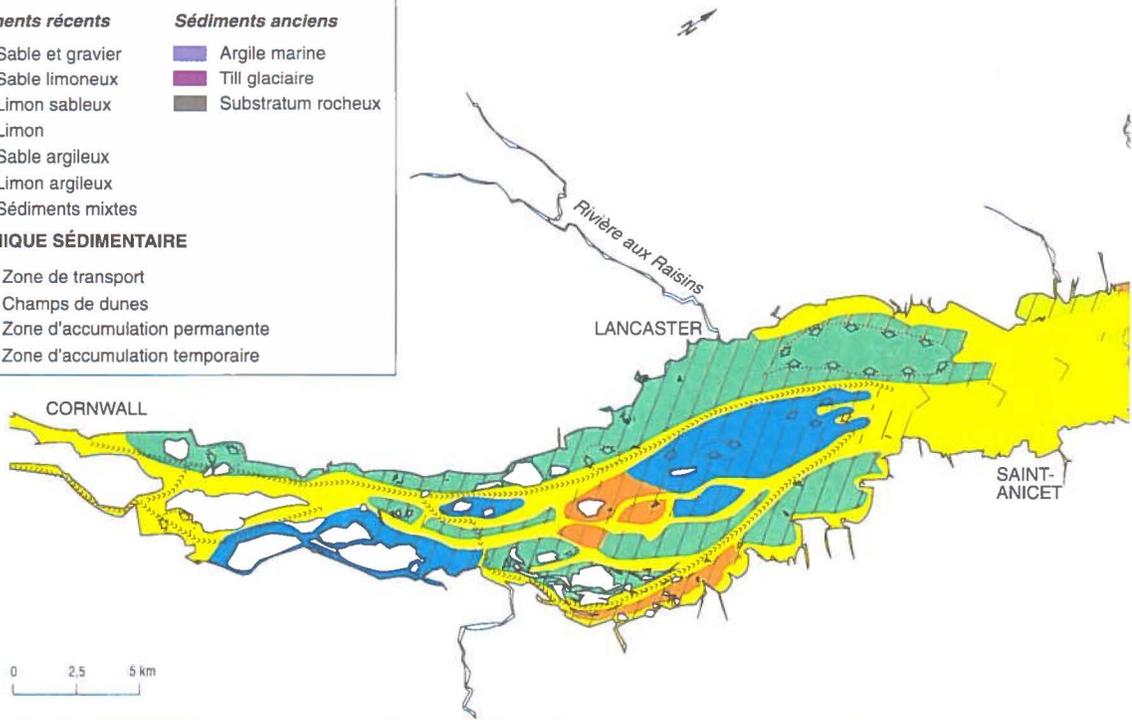
- Sable et gravier
- Sable limoneux
- Limon sableux
- Limon
- Sable argileux
- Limon argileux
- Sédiments mixtes

Sédiments anciens

- Argile marine
- Till glaciaire
- Substratum rocheux

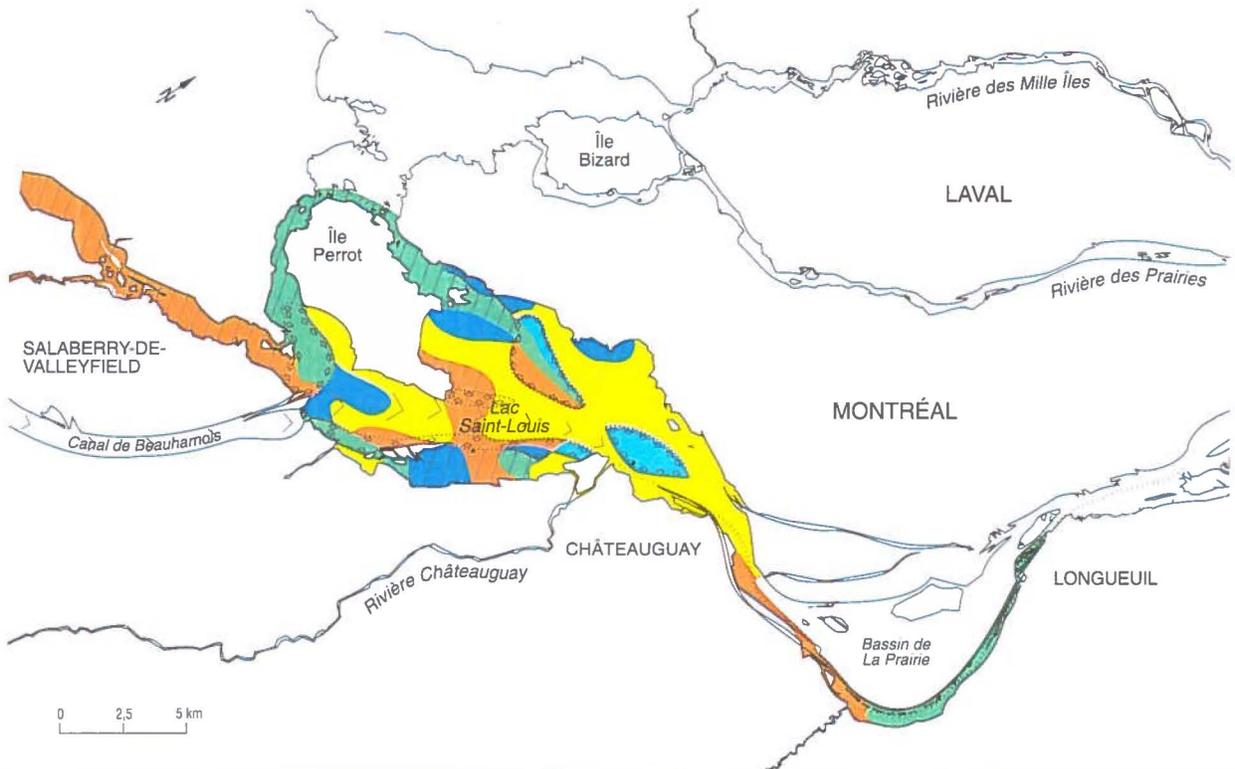
DYNAMIQUE SÉDIMENTAIRE

- Zone de transport
- Champs de dunes
- Zone d'accumulation permanente
- Zone d'accumulation temporaire



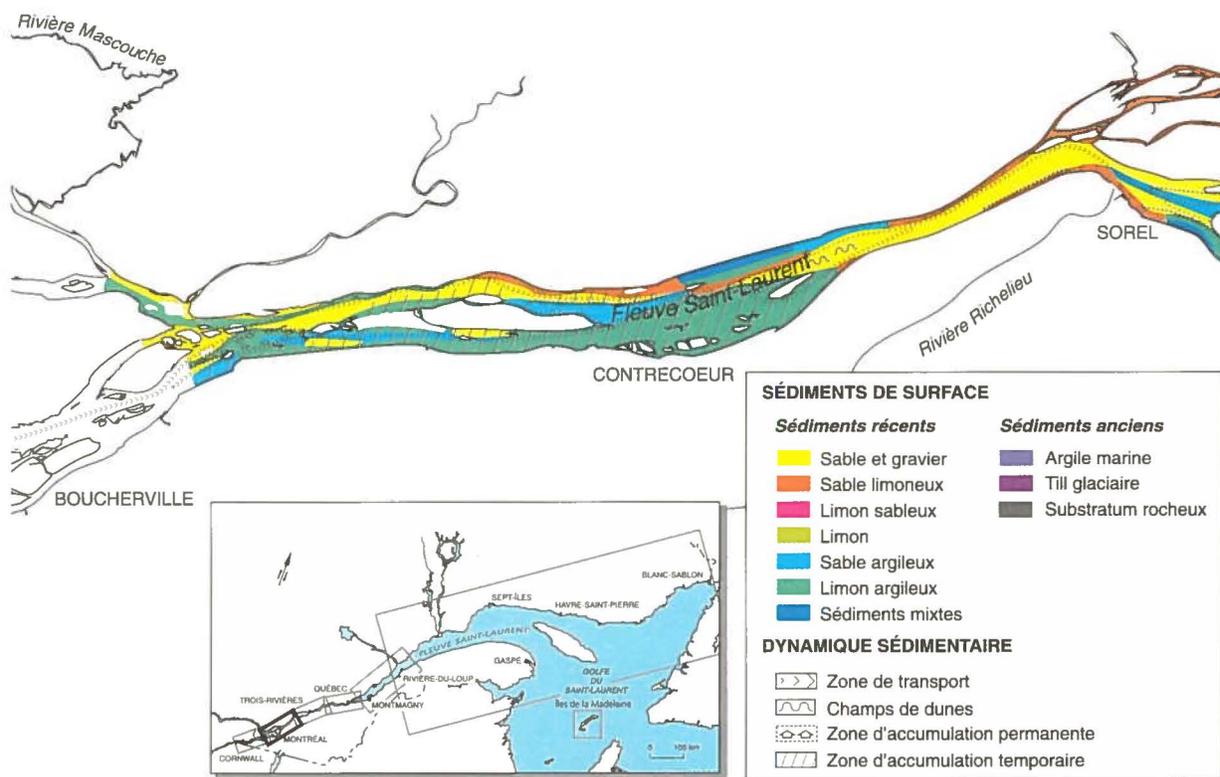
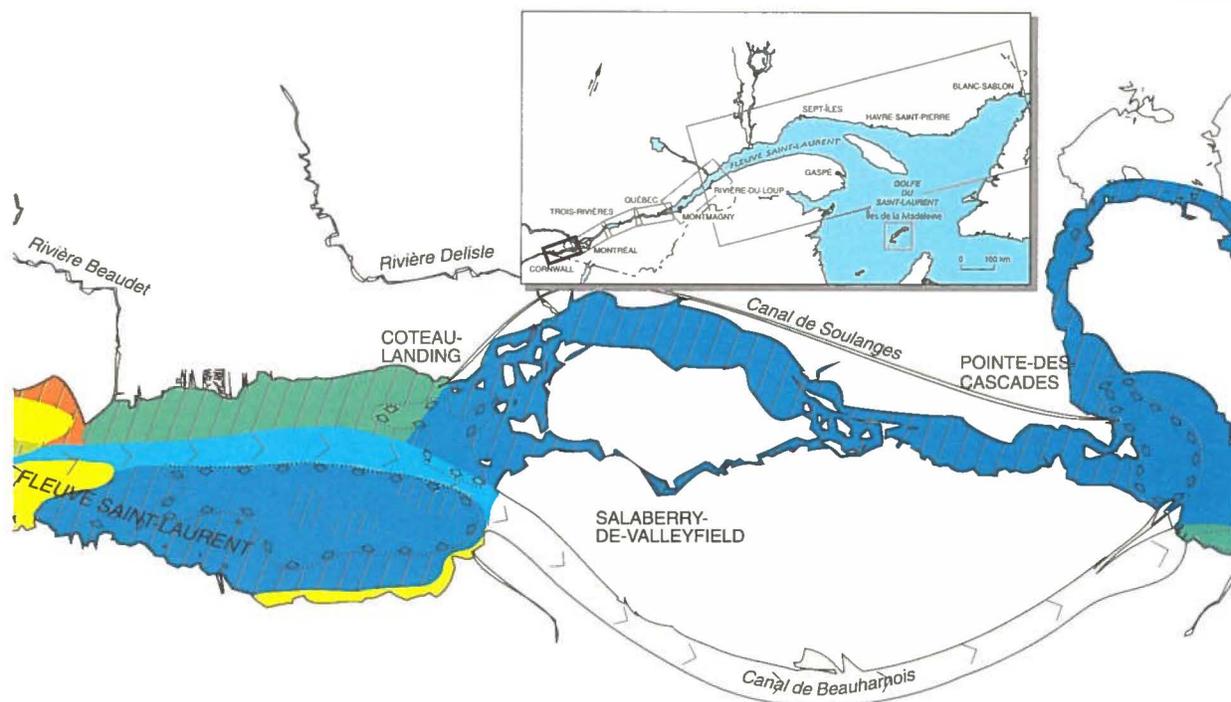
Sources : Lorrain, Jarry et Guertin, 1993; Carignan et al., 1993; INRS-EAU, 1974; Fortin et Desrochers, 1990.

SALABERRY-DE-VALLEYFIELD-SOREL



Sources : Centreau, 1973; 1974.

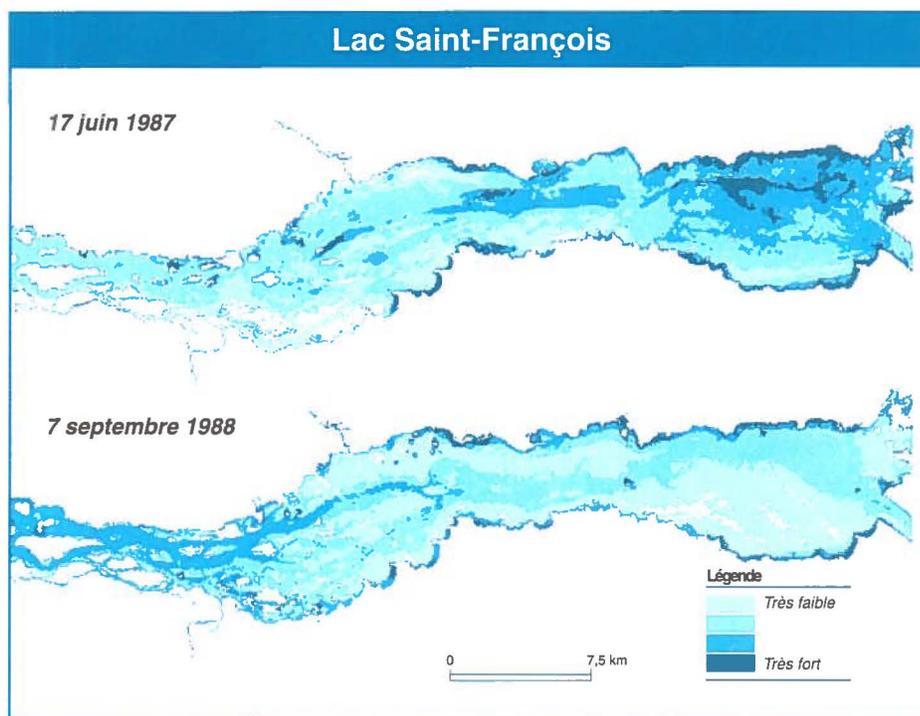
Le Saint-Laurent : dynamique sédimentaire



Complément d'information

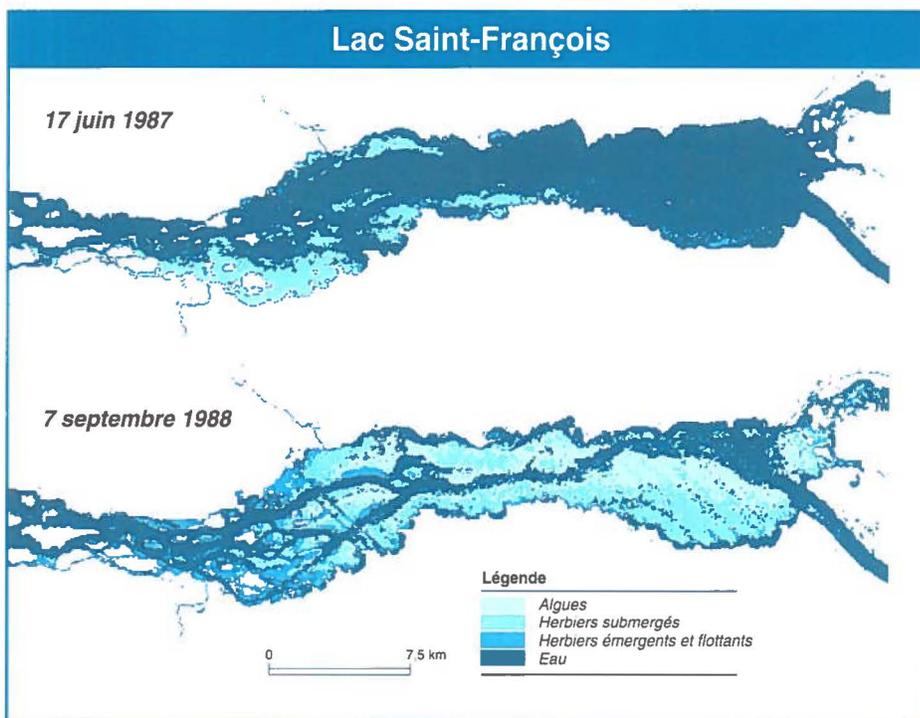
Le rôle des herbiers dans la sédimentation

Entre 62 et 75 p. 100 de la superficie des lacs fluviaux est constituée de zones à écoulement lent où la vitesse des courants excède rarement 0,3 m/s, et le patron de circulation des eaux y est relativement complexe. Les sédiments retrouvés dans ces zones sont généralement de type alluvial, donc fortement représentés par les sables et les graviers. Les variations saisonnières du débit et la croissance des herbiers dans les lacs jouent un rôle important dans la diminution de la turbidité et entraînent fréquemment le déplacement des zones de transport et de sédimentation (figures 19 et 20). Le transfert des MES de la colonne d'eau aux sédiments passe en partie par l'interaction avec les grands herbiers de macrophytes. Ces plantes aquatiques forment des lits denses qui couvrent les zones où la hauteur d'eau est inférieure à 5 m. Au printemps, les forts courants balaient le substrat dépourvu de plantes aquatiques. Après la crue printanière, les courants diminuent et la masse d'eau perd sa capacité de transport. À mesure que les herbiers de macrophytes se densifient, de juin à septembre, les caractéristiques de l'écoulement se modifient et les vitesses des courants diminuent. Il se crée alors des zones calmes où les particules en suspension peuvent se déposer. À l'automne, les plantes meurent, sont arrachées et transportées à l'aval. Le substrat est donc exposé et devient sujet à l'érosion partielle des sédiments déposés durant l'été. Ce cycle saisonnier de croissance des plantes s'ajoute donc au cycle hydrologique et influence la dynamique de l'écoulement dans les secteurs où l'on retrouve des herbiers de macrophytes.



Source : Lorrain et al., 1993.

Figure 19 Répartition spatiale de la turbidité le 17 juin 1987 et le 7 septembre 1988, obtenue à partir d'images satellites LANDSAT



Source : Lorrain et al., 1993.

Figure 20 Répartition spatiale de la végétation aquatique le 17 juin 1987 et le 7 septembre 1988, obtenue à partir d'images satellites LANDSAT

comme les faibles vitesses d'écoulement accentuées par la présence de plantes aquatiques en été et les conditions météorologiques favorables à certaines périodes de l'année. La présence de vents violents, particulièrement à l'automne, contribue à remettre ces sédiments en suspension dans les zones de faibles profondeurs et à assurer un équilibre sédimentaire à ce plan d'eau. Par ailleurs, il faut noter l'absence d'un patron cohérent de répartition des sédiments et la nature plus grossière des textures granulométriques dans ce lac, comparativement aux autres lacs fluviaux.

La présence de sable limoneux (Centreau, 1974) à proximité des îles de Berthier-Sorel semble être contrôlée par les seuils rocheux artificiels (Centreau, 1974) mis en place au début des années 1960 pour rehausser le niveau d'eau dans le chenal de navigation. Les argiles marines anciennes affleurent dans le chenal de navigation à l'amont des îles de Berthier-Sorel alors que les sédiments grossiers de part et d'autre du chenal indiquent que les conditions sont favorables au charriage. L'écoulement est suffisamment fort dans ce secteur pour entraîner la formation d'un champ de dunes à proximité des îles Saint-Ignace et de Grâce. Cette zone présente un gradient amont-aval croissant de la taille des matériaux. Ainsi, on passe d'une vase mixte en amont du lac à des sables et des graviers en aval. Les chenaux profonds des îles de Berthier-Sorel sont les seules zones connues d'accumulation permanente de sédiments fins dans le secteur du lac Saint-Pierre (Carignan *et al.*, 1993).

Le batillage semble être le facteur d'érosion prédominant dans les îles de Berthier-Sorel. Les fréquents passages de bateaux de plaisance dans les chenaux entraînent l'érosion des rives des îles (Lehoux, 1996). Par exemple, les rives de l'île des Barques ont reculé de près de 20 m en une seule année (Centreau, 1974). Les vagues générées par le passage de grands navires affecteraient surtout les rives des îles situées à moins de 600 m du centre du chenal de navigation.

Les tronçons du couloir fluvial : des zones de transport

À la sortie du lac Saint-François, dans la région de Valleyfield et de Beauharnois, le fleuve se ramifie en deux branches principales. La branche sud forme le canal de Beauharnois, un chenal artificiel creusé entre 1929 et 1932 pour alimenter la centrale hydroélectrique du même nom. Creusé dans l'argile marine ancienne, le canal de Beauharnois reçoit environ 80 p. 100 du débit du fleuve; le reste passe par le bras naturel du fleuve du côté nord, un secteur de rapides où affleure la roche en place. À la fin des années 1950, deux écluses ont été construites à son extrémité aval et ce canal a été intégré à la Voie maritime du Saint-Laurent.

Dans le secteur du petit bassin de La Prairie, on a observé une accumulation importante de matériaux fins provenant probablement des tributaires et, dans une moindre mesure, de l'érosion des berges (GPR, 1985). Dans ce bassin, isolé du grand bassin de La Prairie par un chapelet d'îlots et partiellement protégé de l'action des vents, la sédimentation est favorisée par des conditions hydrodynamiques beaucoup plus calmes que dans le grand bassin. Avec des sédiments composés à 82 p. 100 de limon et d'argile, ce bassin constitue une zone de sédimentation de particules fines auxquelles les contaminants peuvent adhérer (Hardy *et al.*, 1991b).

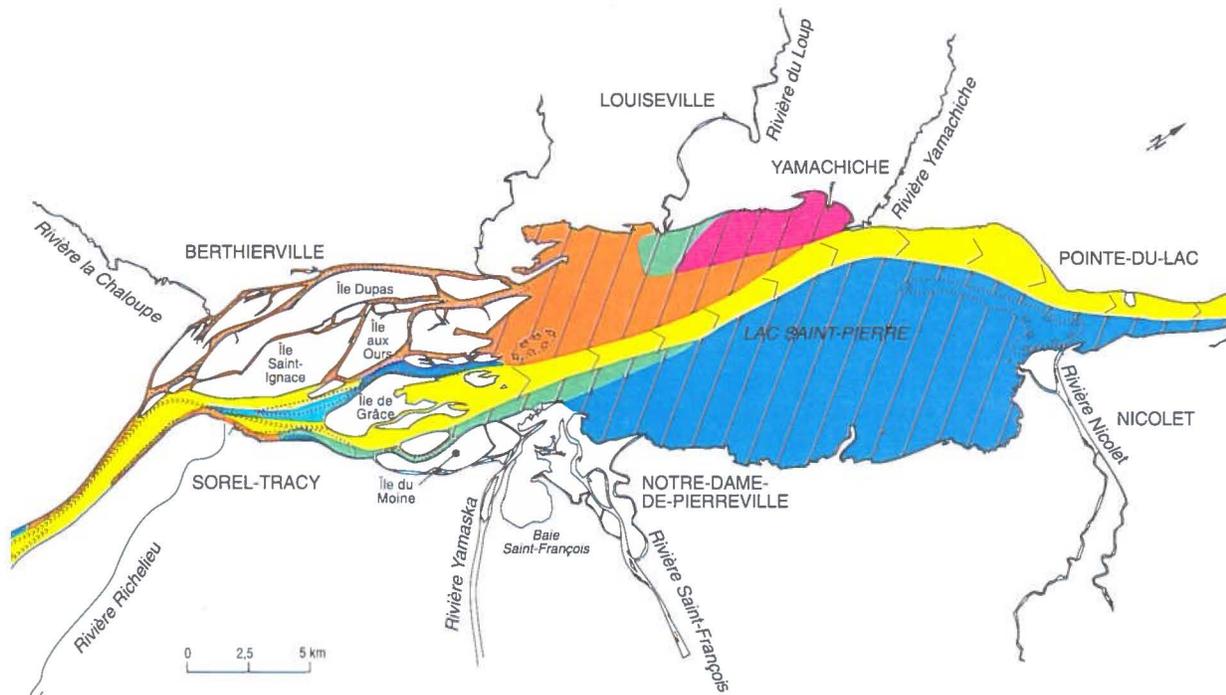
Peu de données ont été recueillies dans le grand bassin de La Prairie à cause des caractéristiques d'écoulement qui prévalent et des difficultés techniques que cela pose. Deux échantillons de sédiments ont été prélevés au début des années 1970 près de la rive nord de ce bassin et dans des zones protégées, donc propices à l'accumulation de sédiments (Sérodès, 1978). Ceux-ci contenaient jusqu'à 66 p. 100 de matériaux fins (limon et argile), ce qui suggère que le grand bassin de La Prairie comporterait quelques secteurs propices à l'accumulation de sédiments fins. Mais vu la force du courant, leur nombre doit certainement être limité.

Dans le tronçon Montréal-Sorel, les sables et les graviers dominent. Le patron de dépôt des sédiments de surface suggère une augmentation de la fraction grossière en fonction de la profondeur (Centreau, 1974). Les argiles marines compactes mises à découvert lors de l'approfondissement du chenal de navigation affleurent à plusieurs endroits. Près de la rive nord, le fond est sablonneux, et en aval de Lanoraie, les sables et les graviers occupent tout le lit fluvial. Ces sédiments, d'une épaisseur de 3 mètres, reposent sur les argiles marines anciennes. La roche en place, qui affleure dans les secteurs des rapides de Lachine, de l'île Sainte-Hélène et de l'île Verte, indique qu'il s'agit d'une zone de transport. Les caractéristiques de l'écoulement permettent vraisemblablement le charriage des sédiments grossiers. Les courants sont d'ailleurs assez forts dans cette partie du tronçon fluvial pour entraîner la formation d'un champ de dunes près de Lanoraie (Centreau, 1974).

Les problèmes d'érosion des berges dans le tronçon Montréal-Sorel sont localisés, mais importants. On observe des marques d'érosion sur la rive sud des îles Sainte-Thérèse, dans les îles de Verchères et certaines îles de Contrecoeur. Le batillage, les forts courants et l'agrandissement du chenal de navigation, qui a nécessité le déplacement de plus de 800 000 m³/km² de sédiments au nord-ouest de l'île Saint-Ours, sont invoqués pour expliquer l'érosion de plusieurs kilomètres de rives dans ce secteur. La rive nord semble être relativement stable; des ouvrages de protection sont par contre nécessaires sur presque toute la longueur de la rive sud comme le montre le tableau 2 (Centreau, 1974; Procéan *et al.*, 1996).

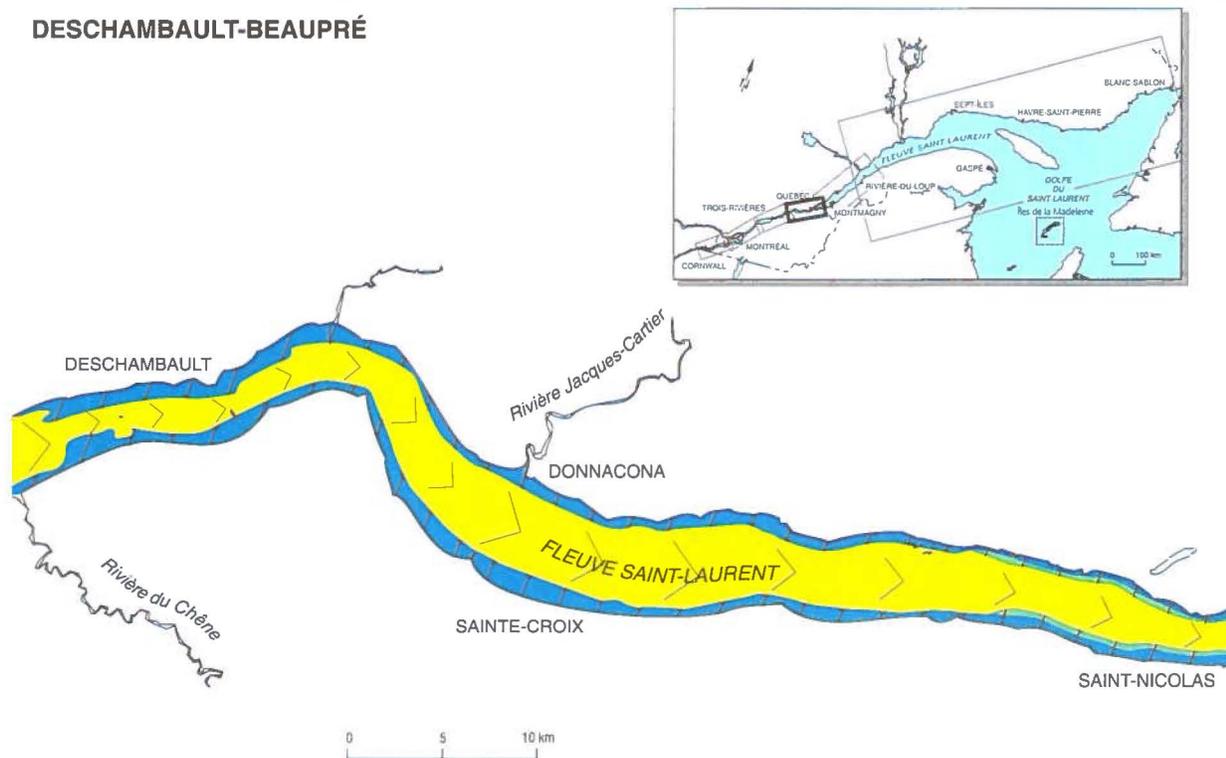
Le tronçon Trois-Rivières-Québec est caractéristique d'une zone de transport et d'érosion (Centreau, 1974) comme en témoignent les sédiments à texture grossière qui dominent dans cette partie de l'estuaire fluvial. Les berges sont érodées dans le secteur de Batiscau, alors qu'on observe peu de problèmes d'érosion ailleurs sur ce tronçon.

SOREL-DESCHAMBAULT



Sources : Sylvestre et al., 1992; Centreau, 1974.

DESCHAMBAULT-BEAUPRÉ



Sources : Centreau, 1974; d'Anglejan et Brisebois, 1978.

Le Saint-Laurent : dynamique sédimentaire (suite)

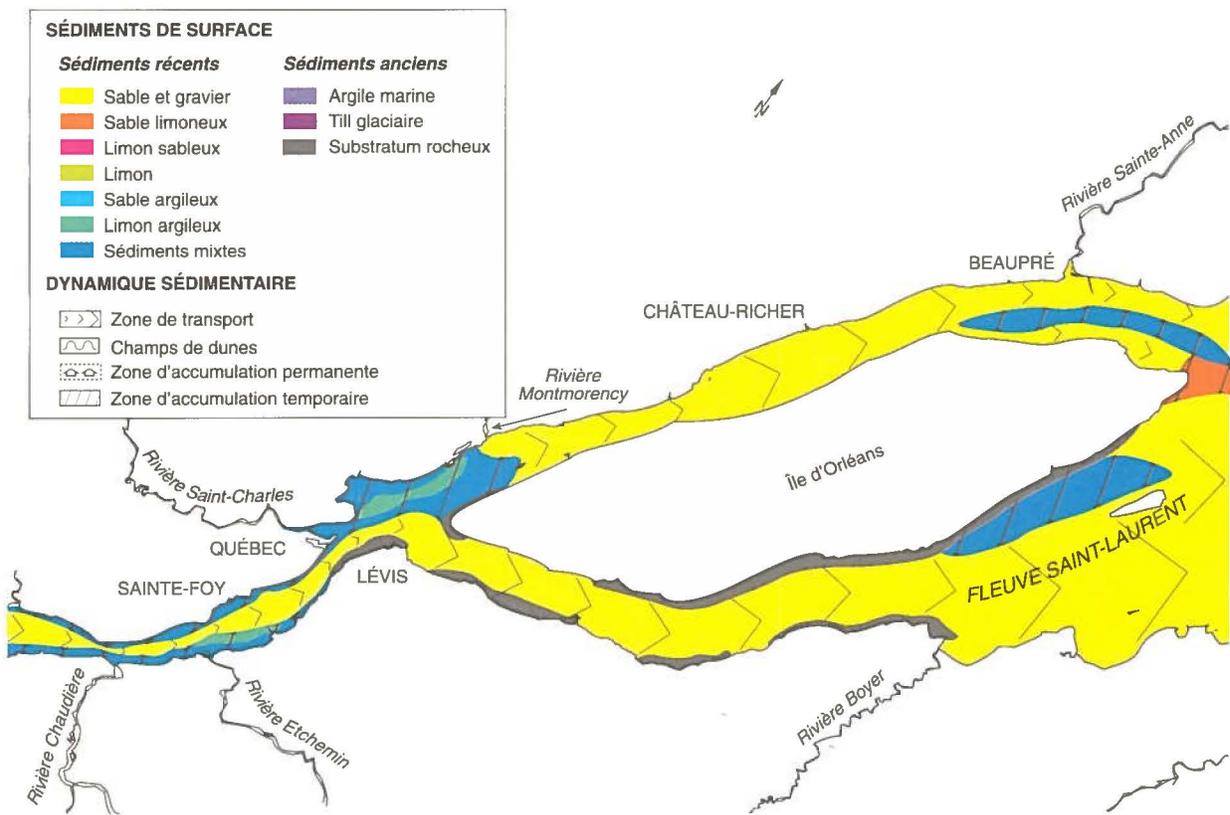
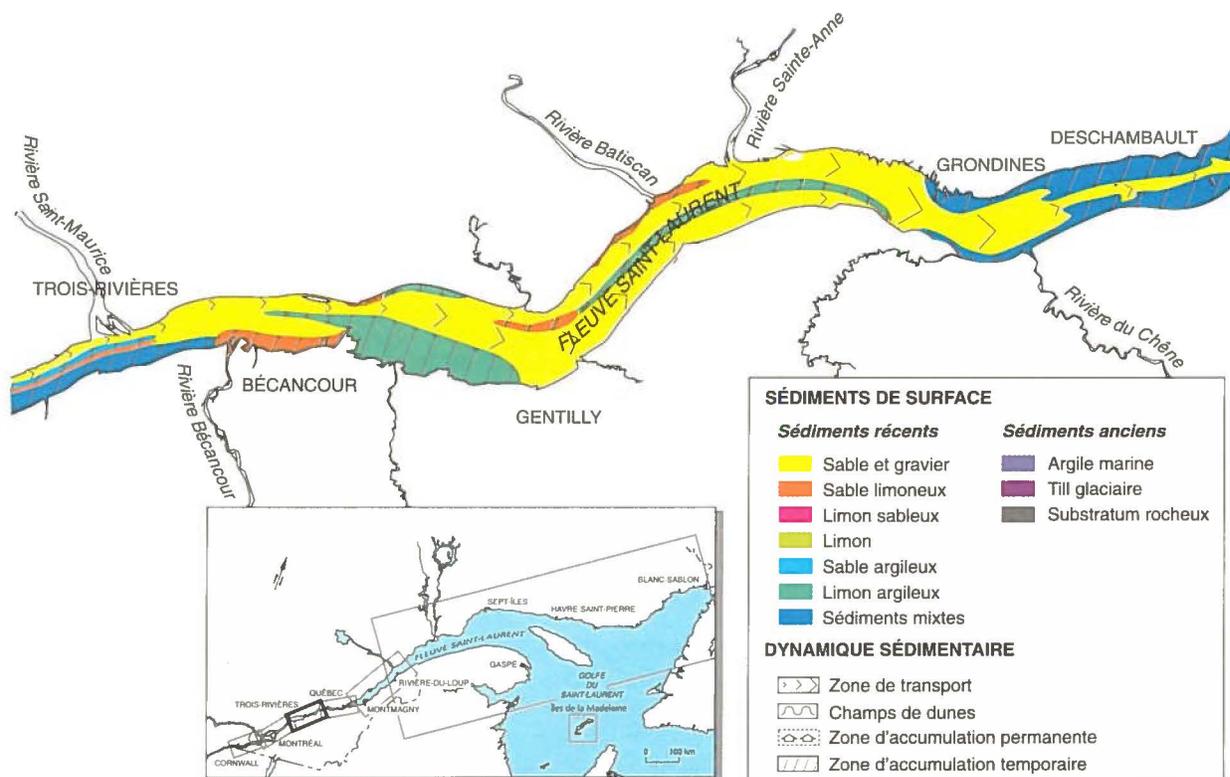


Tableau 2 Ouvrages de protection des rives entre Montréal et Tracy

Localisation	Longueur protégée (km)	Type de protection par ordre d'importance
Pointe-aux-Trembles	2,1	Maçonnerie, perré, béton
Varenes	11,7	Perré, maçonnerie, béton
Verchères	16,0	Perré, béton, maçonnerie
Contrecoeur	22,9	Perré, béton, maçonnerie, pieux de bois et perré
Lanoraie	3,8	Perré
Tracy	8,0	Maçonnerie, perré, béton

Source : Procéan et al., 1996.

Les secteurs saumâtre et salin : des pièges à sédiments

L'estuaire du Saint-Laurent est l'un des plus grands au monde. Il connaît une augmentation quasi exponentielle de sa largeur et de sa profondeur, passant de 2 à 50 km de largeur et de 100 à plus de 300 m de profondeur entre l'île d'Orléans et Pointe-des-Monts. À l'aval de Québec, plus d'un milliard de mètres cubes d'eau transitent journalièrement. En tenant compte de la marée, le débit instantané s'élève à 75 000 m³ et atteint 90 000 m³ à Montmagny (Verrette, 1990; Centre Saint-Laurent, 1996). Il y a donc une certaine dilution des MES, et passé la zone de turbidité maximale du secteur de Montmagny, la concentration de MES baisse pour atteindre 5 mg/L à Rivière-du-Loup et 2 mg/L à la hauteur du Saguenay, valeurs comparables à celles retrouvées dans le secteur du Saint-Laurent situé à l'amont du canal de Beauharnois (Centre Saint-Laurent, 1996).

Le moyen estuaire : la zone de turbidité maximale

Le moyen estuaire est délimité par la pointe est de l'île d'Orléans en amont et par Tadoussac en aval. Le phénomène le plus remarquable de cette partie du Saint-Laurent est la présence d'une zone dite de turbidité maximale qui se déplace au gré des marées et des variations saisonnières du débit fluvial et où voisinent des concentrations de MES de l'ordre de 50 à 200 mg/L (d'Anglejan, 1981; 1990). Localisée entre Saint-Joachim et l'île aux Oies, sur la rive nord, et Cap-Saint-Ignace et l'île aux Grues, sur la rive sud, la zone de turbidité maximale s'étend donc plus en aval

du côté sud de l'estuaire que du côté nord, en raison de la force de Coriolis qui entraîne préférentiellement les eaux de décharge du Saint-Laurent le long de la rive sud.

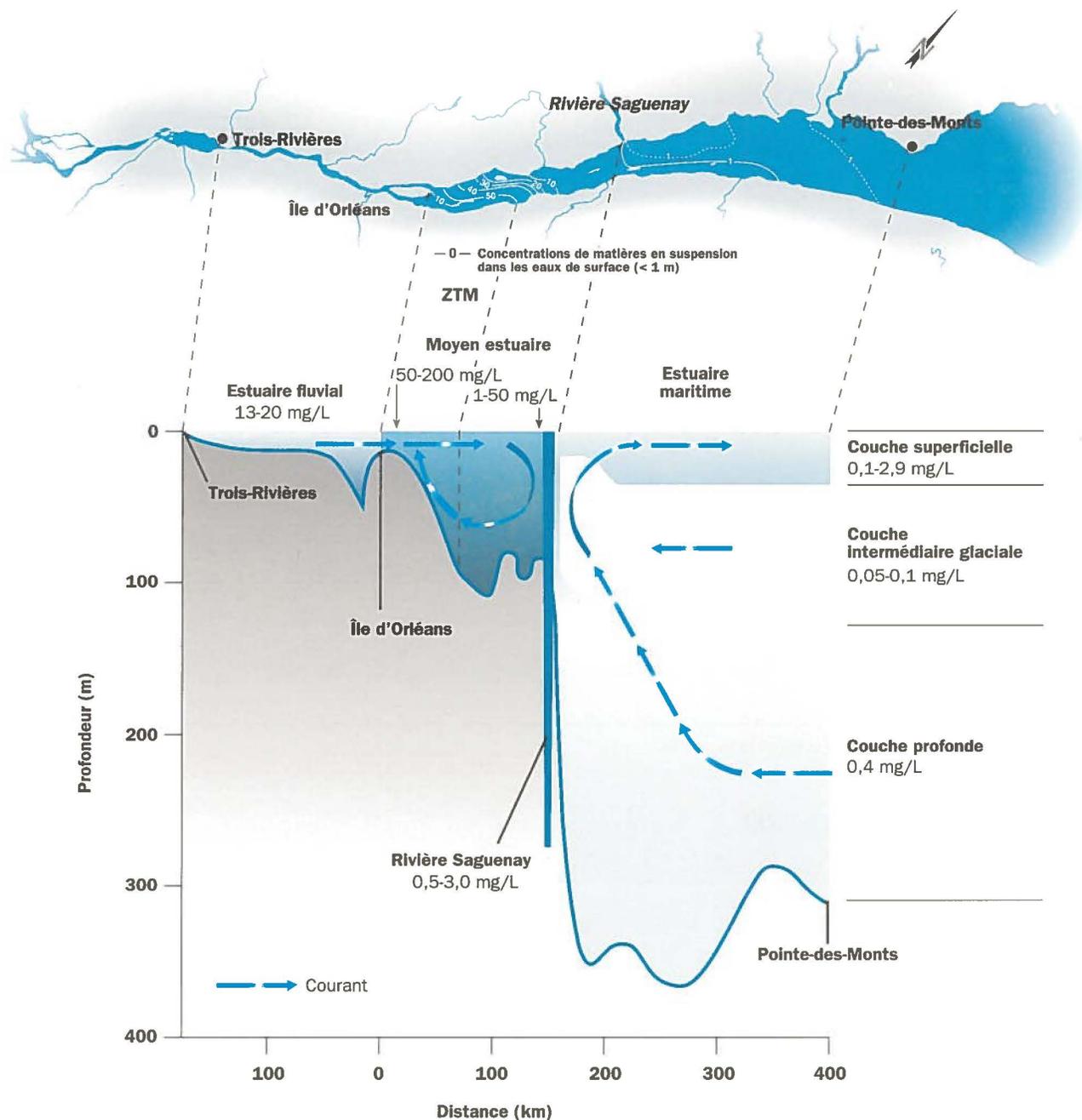
La circulation des MES se fait grâce à l'écoulement du flot d'eau douce moins dense en surface et la pénétration d'eau salée en profondeur, provoquant un écoulement à deux couches de la masse d'eau, comme le montre la figure 21. Les sédiments remis en suspension par les forts courants à la marée montante sont transportés vers l'amont le long du fond, puis repris par la circulation de surface. Par gravité, ils décantent à travers la colonne d'eau, tout en se déplaçant avec la masse d'eau. Ces conditions créent un mouvement giratoire vertical constant qui augmente le temps de résidence des particules dans l'estuaire. Par ailleurs, la bathymétrie du moyen estuaire affecte la propagation de l'onde de marée par un effet d'entonnoir avec un flot court et fort et un jusant long et faible. Le transport des particules vers l'amont et le piégeage des sédiments à la tête de l'estuaire sont donc favorisés (Allen et al., 1980).

La texture des sédiments dans le moyen estuaire est hétérogène, plutôt grossière et témoigne de la dominance des conditions de transport. L'accumulation temporaire de sédiments associés à la circulation estuarienne actuelle occupe moins de 10 p. 100 de la superficie. Il s'agit d'un mince dépôt de moins de 0,5 m de boue ponctué ici et là de graviers d'origine glacielle. Cette boue estuarienne se trouve également dans la région peu profonde de l'anse de Sainte-Anne et près de l'île aux Lièvres, là où les courants sont faibles (d'Anglejan et Brisebois, 1978).

Dans la zone de turbidité maximale, les temps de résidence des sédiments récents seraient inférieurs à 35 ans près de la rive sud de l'estuaire, et plus courts encore le long de la rive nord (Coakley et al., 1993). Ces courts temps de résidence seraient dus à l'intense activité érosive associée aux marées, aux ondes de tempête et aux glaces littorales.

Les sables et les graviers occupent des superficies importantes sur les fonds. Il s'agit probablement de sédiments glacio-marins déposés dans la mer de Goldthwait ou provenant de l'érosion de dépôts glaciaires et de plages surélevées sur les rives de l'ancienne mer. Par contre, le dépôt à forte proportion de sable situé dans le passage de l'île-aux-Coudres et dans le chenal du Nord aurait été formé de sédiments transportés par les rivières du Gouffre et La Malbaie lors de cette transgression marine (d'Anglejan, 1971). En aval, le dépôt sableux localisé au nord de l'île aux Lièvres se rattacherait plutôt à la moraine de Saint-Narcisse (d'Anglejan et Brisebois, 1978). Il est à noter que ces dépôts ont été remaniés en maints endroits par les forts courants de marée qui ont entraîné l'arrachement de la fraction fine du dépôt.

Les conditions de transport sur le fond sont assez importantes pour amener la formation de champs de dunes dans le passage de l'île-aux-Coudres, sur le banc des Anglais et dans le chenal du Sud, entre Pointe-aux-Orignaux et l'île Verte. Les dunes sont de dimensions assez imposantes, de l'ordre de 15 m de hauteur pour une distance de crête à crête de 100 m. Dans le passage de l'île d'Orléans près de Cap-Tourmente, les courants entraînent le déplacement de nombreux bancs de sable et le transport y est très actif comme en témoigne le dragage annuel régulier pour maintenir la hauteur d'eau minimum dans le chenal de navigation dans la Traverse du Nord. Sauf pour une petite zone en amont de La Malbaie, il ne semble pas exister de zone de sédimentation permanente dans le moyen estuaire. Ainsi, la majorité des MES en provenance du fleuve à la hauteur de Québec atteindrait l'estuaire maritime (Lucotte, 1989).



Sources : d'Anglejan, 1990; Environnement Canada et *La Revue maritime L'Escale*, 1990; Sundby et Loring, 1978.

Figure 21 Concentration des matières en suspension entre Trois-Rivières et Pointe-des-Monts

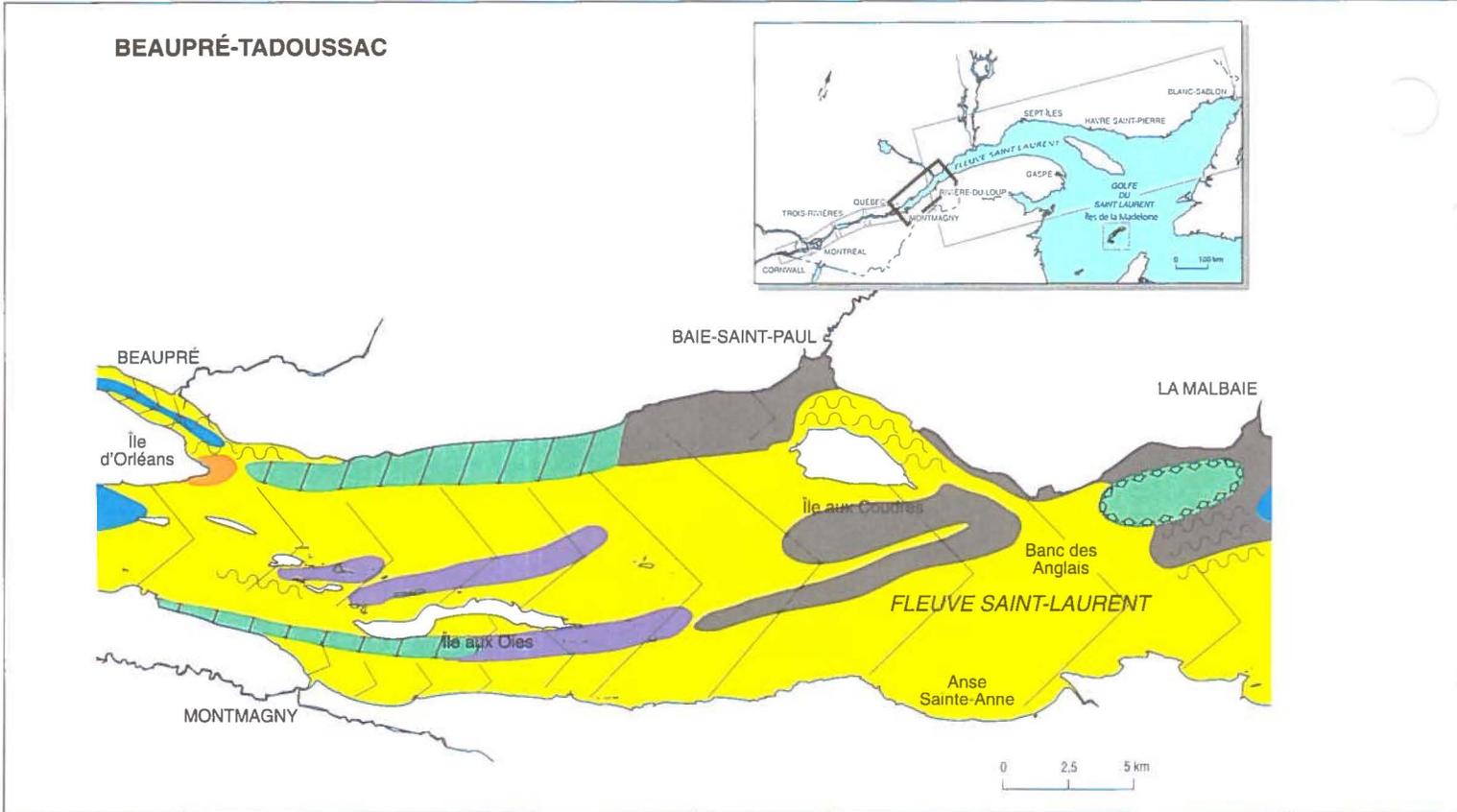
Sur la plate-forme de la rive sud, on observe un mince dépôt de sables et graviers de 10 à 20 cm d'épaisseur. Ce dépôt grossier repose sur de l'argile grise qui affleure dans la zone intertidale. Cette argile, fréquente dans la région de Montmagny, se serait déposée lors d'une brève période de légère remontée du niveau de la mer, il y a 4400 à 5800 ans (Dionne, 1988a). Même s'il s'agit de sédiments fins, leur compaction leur confère un degré de dureté qui

s'apparente à un schiste, ce qui témoigne de conditions de transport. Ainsi, les courants de marée sont suffisamment forts dans ce secteur pour empêcher toute accumulation permanente de matériaux fins et provoquent même l'érosion du dépôt en place.

Le long du littoral, les vagues sont le principal agent de transport de sédiments. Les vagues sont aussi responsables d'un important problème

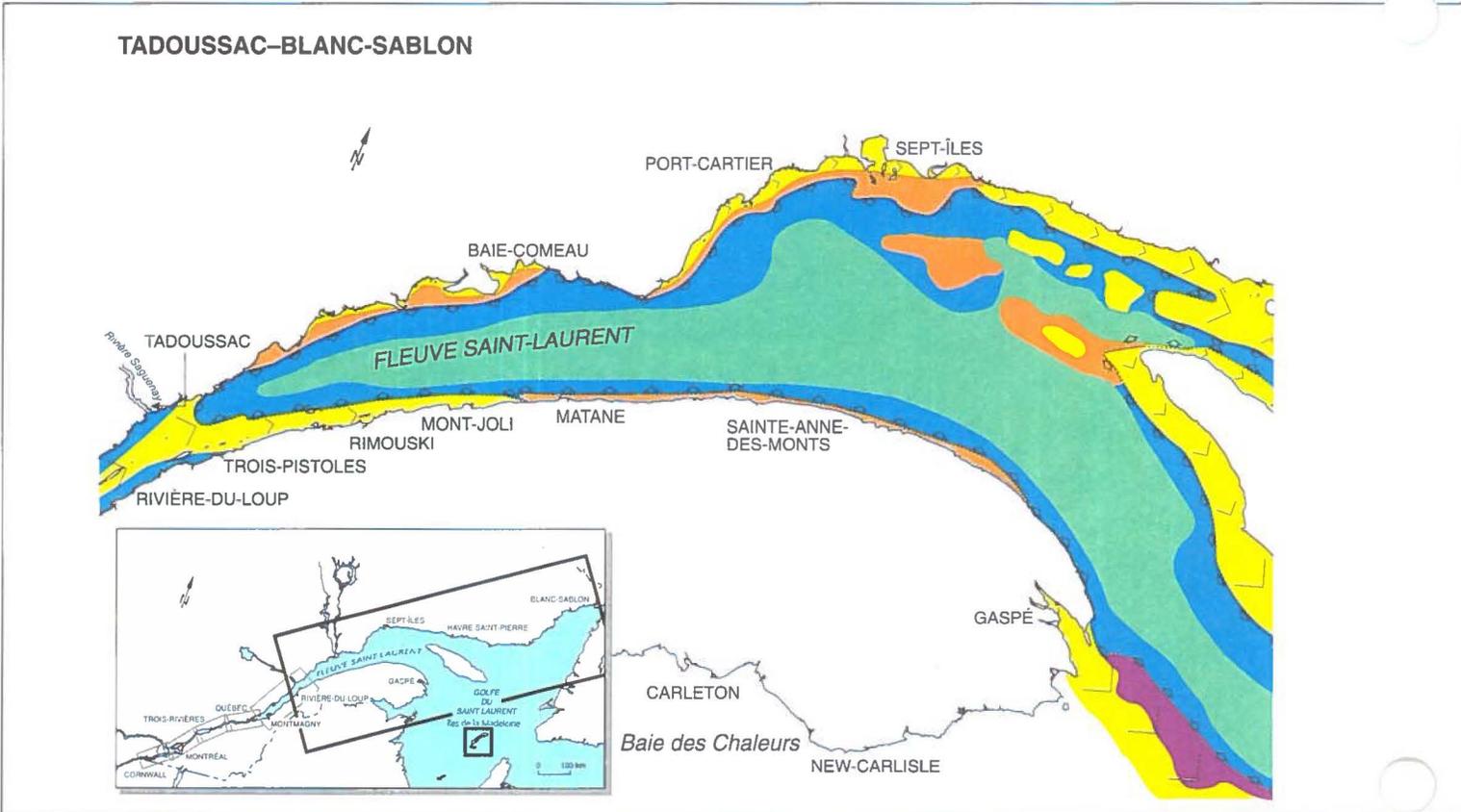
d'érosion de l'escarpement à la limite supérieure de la slikke. À Cap-Tourmente, le recul de cet escarpement se fait à un taux de 2 m/année. Sur la rive sud, à Rivière-du-Loup, le retrait, combiné avec l'érosion de la partie supérieure de l'estran, est de l'ordre de 2 à 3 m/année. (Voir Complément d'information *Dynamique sédimentaire sur les estrans à Cap-Tourmente.*)

BEAUPRÉ-TADOUSSAC



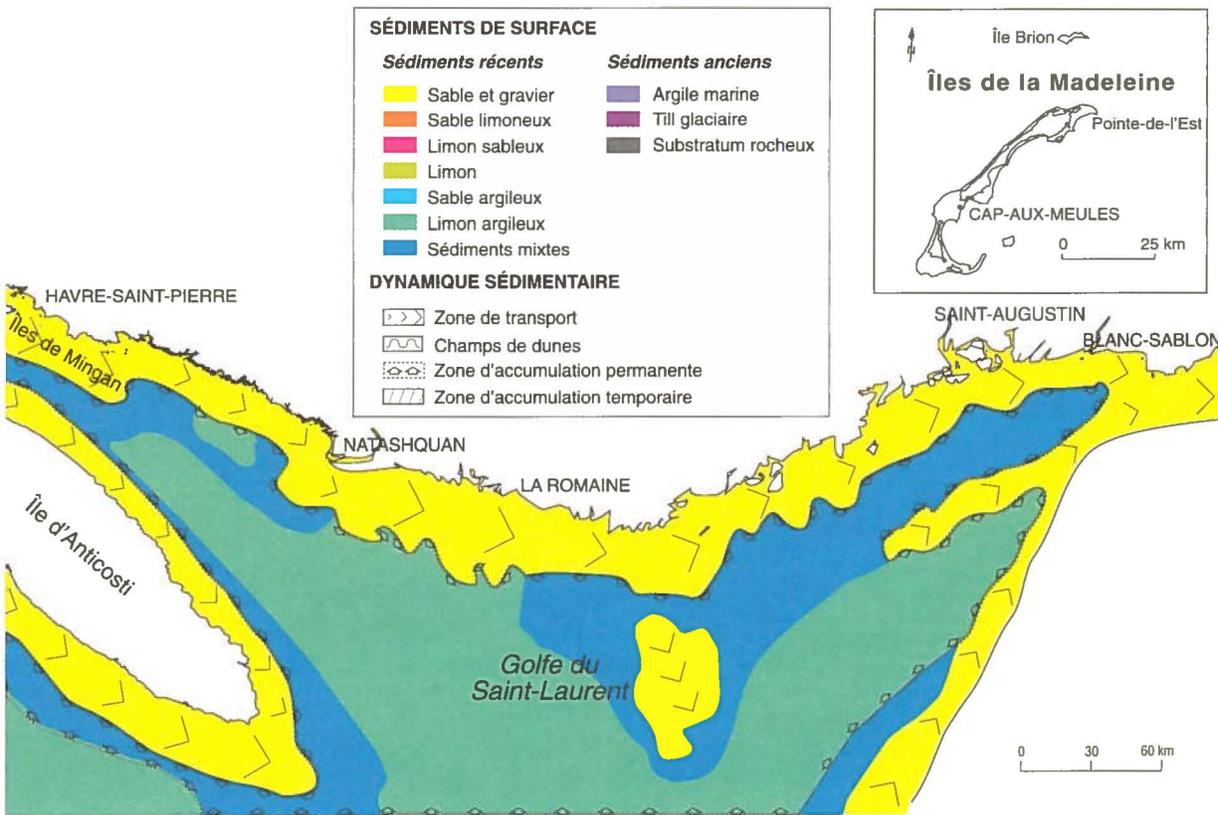
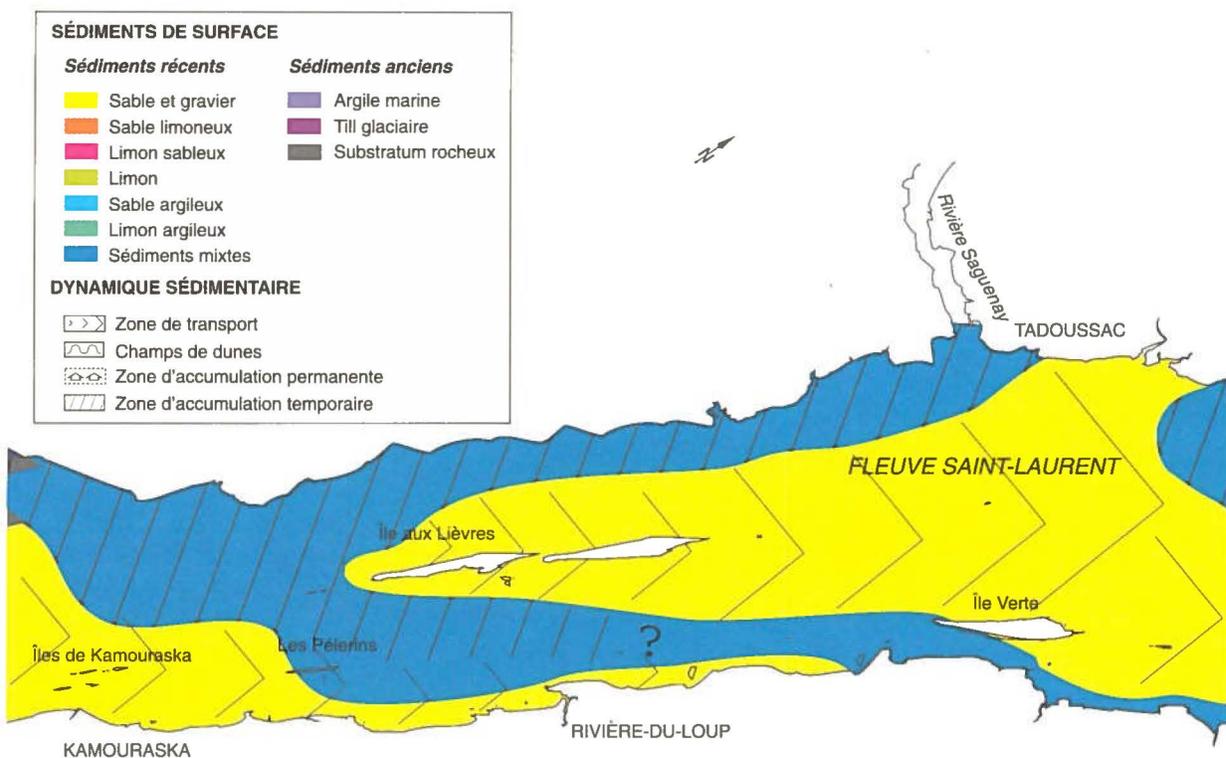
Sources : d'Anglejan et Brisebois, 1978; Loring et Nota, 1973.

TADOUSSAC-BLANC-SABLON



Source : Loring et Nota, 1973.

Le Saint-Laurent : dynamique sédimentaire (suite)



Les glissements subaériens et sous-marins dans les sédiments peuvent causer le transport et le dépôt de quantités très importantes de sédiments. Durant le dernier siècle, le fjord du Saguenay a été le théâtre de plusieurs catastrophes naturelles qui ont eu comme conséquence probable de remettre en suspension d'anciens sédiments contaminés. Les fonds du fjord montrent une morphologie mouvementée que l'on croit être associée à des coulées de boues le long des pentes. Ces coulées sont le plus souvent liées à des séismes, le plus récent étant le tremblement de terre de Chicoutimi survenu en novembre 1988 (Locat, 1994 dans Sévigny et Couillard, 1994). Par ailleurs, le glissement subaérien de Saint-Jean-Vianney (Saguenay) qui s'est produit le 4 mai 1971 (Schafer et al., 1990), de même que les inondations de juillet 1996 dans cette région (Pêches et Océans Canada, 1996), ont introduit subitement dans les eaux du fjord d'énormes quantités de matières particulaires qui ont pu générer un courant de turbidité près du fond (Mulder et Syvitski, 1995). Ce courant de densité, ou hyperpycnal, a pu éroder et remettre en suspension d'anciens sédiments contaminés sur son passage.

L'estuaire maritime : le flux et le reflux

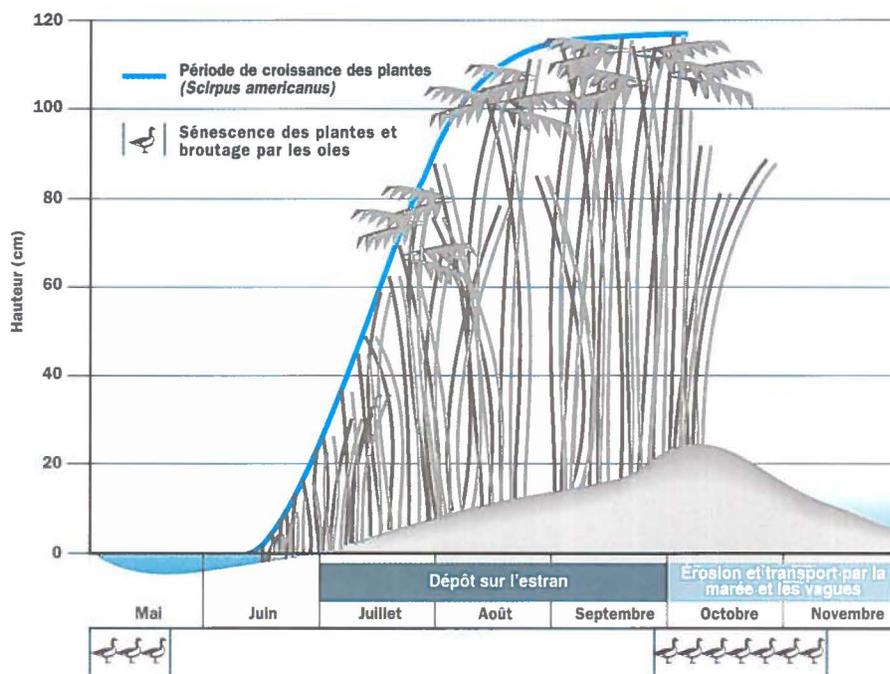
Dans l'estuaire maritime, la concentration de MES varie en fonction de la stratification des masses d'eau (figure 20). Les concentrations varient de 0,1 mg/L à 2,9 mg/L en surface, diminuent entre 0,05 mg/L et 0,1 mg/L dans la couche intermédiaire, et remontent à des valeurs de 0,4 mg/L dans la couche du fond (Sundby, 1974).

Cette concentration de MES dans la colonne d'eau favorise le piégeage des sédiments sur les estrans et les marais intertidaux, mais pour un temps limité seulement puisque les forces d'érosion y sont particulièrement actives (Meade, 1972). On estime que la remise en suspension des sédiments par les vagues est possible lorsque la hauteur d'eau est inférieure à 5 m. La granulométrie des matériaux, le fetch, — étendue de la zone dans laquelle le vent soulève les vagues —, la force et la durée du vent

Complément d'information Dynamique sédimentaire sur les estrans à Cap-Tourmente

Dans les marais intertidaux de Cap-Tourmente, environ 700 000 tonnes de sédiments s'accumulent durant les mois d'été et forment une couche qui peut atteindre 20 à 30 cm d'épaisseur (Sérodès et Troude, 1984; Drapeau, 1990). Des conditions climatiques estivales plus calmes et la croissance des plantes aquatiques créent des conditions d'accumulation très efficaces qui annulent à toute fin pratique l'effet des vagues. À l'automne, le cycle d'érosion reprend, favorisé par le broutage intensif des rhizomes de la Scirpe américaine (*Scirpus americanus*), par l'Oie des neiges (*Chen caerulescens*), alors en pause migratoire.

Ce broutage entraîne une baisse importante de la densité du couvert végétal sur la batture. L'action des vagues et des marées d'automne sur la batture libérée du couvert végétal entraîne la remise en suspension d'environ 4500 tonnes de sédiments vers le large à chaque cycle de marée (figure 22) (Troude et Sérodès, 1985). Ces sédiments transiteraient lentement pendant de longs mois vers le chenal du Nord. Au printemps, ils seraient transportés vers l'aval avec le flot printanier (Lucotte et d'Anglejan, 1986; Drapeau, 1990). On évalue à environ 2,7 millions de tonnes la quantité de sédiments qui se dépose chaque année dans la zone intertidale du moyen estuaire, ce qui représente entre 42 et 65 p. 100 de la charge solide qui passe à Québec (Sérodès, 1980).



Source : Adapté de Troude et Sérodès, 1985.

Figure 22 Cycle sédimentaire et relations entre la végétation et le broutage par les Oies des neiges (*Chen caerulescens*)

sont les facteurs d'érosion de l'estran. L'action des vagues agirait avec plus de force dans le secteur aval de l'estuaire, là où la superficie est plus grande, et sur la plate-forme peu profonde (0 à 10 m) de la rive sud.

Sur les estrans de l'estuaire maritime, l'énergie fournie par les vagues et les courants de marée permet la remise en suspension des matières décan-tées durant les étales et les périodes de calme. Environ 2000 tonnes de sédiments durant les mortes-eaux et 4000 tonnes durant les vives-eaux sont ainsi mobilisés par le cycle de la marée (Lorrain, 1992). La circulation résiduelle sur la plate-forme, c'est-à-dire le déplacement de la masse d'eau intégrant tous les courants de marée, ondulée par le cycle synodique de la marée et le passage du flot printanier, entraîne un flux sédimentaire de 1800 tonnes/jour, 2600 tonnes/jour et 4000 tonnes/jour durant les mortes-eaux, les vives-eaux et le flot printanier respectivement (Lorrain, 1992). De tels flux de sédiments permettent de compenser par exemple les 50 000 tonnes de sédiments dragués chaque année dans le port de Rivière-du-Loup. L'influence du passage du flot printanier se reflète aussi dans le taux d'accumulation de sédiments au port de Gros-Cacouna qui augmente de façon notable au printemps (Fortin et Drapeau, 1979). Au printemps, la fonte de la glace soudée à la rive et la dérive des glaces semblent aussi à l'origine du transport d'importants volumes de sédiments (d'Anglejan, 1990).

Dans le chenal Laurentien, on estime que l'accumulation de sédiments sur le fond est de l'ordre de 0,5 cm/année (Silverberg *et al.*, 1986). Les sédiments y sont de plus en plus homogènes et fins à mesure que l'on approche du fond de la fosse à cause de la diminution des courants en profondeur. Formés en proportions à peu près égales de limon et d'argile provenant du bassin de drainage du Saint-Laurent, ces sédiments sont appelés pélite. En remontant les pentes de la fosse, la pélite est de plus en plus sableuse, alors que la marge de la fosse est recouverte de sable vaseux. L'accumulation de pélite au fond de la fosse constitue un

important piège à contaminants. (Voir Complément d'information *L'action des glaces sur les estrans.*)

Sur la rive nord, entre les embouchures des rivières des Outardes et Manicouagan, l'érosion des plages atteint 0,6 m/année. Quelques hypothèses ont été émises pour expliquer l'érosion très active dans ce secteur de l'estuaire maritime. L'une d'elles voudrait qu'il s'agit d'une érosion naturelle liée à l'action des vagues sur les dépôts littoraux. Une autre hypothèse attribue ce phénomène au tarissement de la source de sédiments consécutif à la construction de barrages hydroélectriques sur ces rivières (Drapeau, 1990).

Le golfe : une fosse propice à la sédimentation des matériaux fins

Le golfe est le site d'une accumulation lente de sédiments fins, accumulation qui diminue à mesure que l'on progresse vers l'aval. Il faut également noter que cette accumulation présente un tri des matériaux sédimentaires, les plus grossiers étant retrouvés dans le haut de la pente, entre le chenal et la rive. Ce patron de répartition des sédiments indique, d'une part, que les sédiments proviennent principalement du bassin de drainage du Saint-Laurent (Loring et Nota, 1973), d'autre part, que la plate-forme littorale présente des conditions hydrodynamiques propices à la remise en suspension des sédiments fins.

La répartition des sédiments suit ce même patron au nord et à l'est du golfe dans le chenal d'Anticosti et le chenal Esquiman. Dans le chenal Laurentien, l'influence du Saint-Laurent sur la fraction argileuse des sédiments s'amenuise en direction de l'océan Atlantique et suggère une composition associée à des sources locales. À proximité de l'île d'Anticosti et du détroit de Belle-Isle, les sédiments ont une composition calcaire qui reflète la nature des formations rocheuses de cette partie du golfe.

Les sédiments de la plate-forme littorale nord et sud sont plus hétérogènes; ce sont des sédiments grossiers où dominent les sables et les graviers d'origine glaciaire (Loring et Nota, 1973; d'Anglejan, 1990). Au

Complément d'information L'action des glaces sur les estrans

Durant les mois d'hiver, le couvert de glace protège le littoral de l'estuaire et du golfe de l'effet des vagues. Ce rôle protecteur est cependant limité puisque la glace entraîne l'érosion et la remise en suspension des sédiments au printemps. En effet, la glace érode l'estran comme en témoignent les nombreux sillons et dépressions que l'on observe après le départ des glaces (Dionne, 1971, 1989). Les rainures glacielles – entailles creusées à la surface des estrans par les glaces – peuvent atteindre 50 cm de profondeur et s'étendre sur 2 km de longueur et 4 m de largeur.

On estime à 10 p. 100 la proportion de la glace qui fond totalement ou partiellement sur place avant d'être entraînée au large. En fondant, la glace provoque l'accumulation d'une couche de boue de 10 à 20 cm d'épaisseur sur les estrans, boue qui est ensuite remise en suspension avec le flot printanier. À Cap-Tourmente, la charge sédimentaire glacielle est estimée à 50 000 tonnes/an, mais celle-ci peut varier d'une année à l'autre en fonction des vents qui contrôlent le déplacement des glaces flottantes. La charge sédimentaire glacielle dans l'estuaire maritime serait plutôt de l'ordre de 100 000 tonnes/km² (Troude et Sérodes, 1988) à 200 000 tonnes/km² (Dionne, 1984). L'action la plus spectaculaire de l'englacement de l'estuaire est sûrement le transport d'immenses blocs pesant plusieurs tonnes (Dionne, 1981; Drapeau, 1997). Ces blocs, qui ont une composition minéralogique qui les rattache à la Côte-Nord, s'entassent sur la rive où ils forment une bande de 50 à 100 m de largeur bien visible à la limite inférieure de la zone intertidale.

sud, dans la région peu profonde des îles de la Madeleine et de l'Île-du-Prince-Édouard, la texture des sédiments est plus grossière. Il s'agit de sédiments locaux provenant principalement de l'érosion de la roche en place (Loring et Nota, 1973). On observe néanmoins la présence de matériaux provenant du bouclier cana-

dien à l'est du Nouveau-Brunswick ainsi qu'au sud et à l'est de l'Île-du-Prince-Édouard et du Cap-Breton. Il s'agit probablement de sédiments anciens transportés lors de la dernière glaciation, remaniés lors du réajustement du niveau de la mer et par les courants de marée.

Actuellement, l'intensité du remaniement des sédiments est importante dans certains secteurs, comme en témoigne la présence de champs de dunes, principalement autour des îles de la Madeleine.

Un bilan sédimentaire déficitaire

Sur les 6,5 millions de tonnes de sédiments qui passent annuellement à Québec, 4,2 millions de tonnes proviennent des tributaires québécois. À la hauteur de Québec, le fleuve exporte ainsi plusieurs millions de tonnes de sédiments vers l'estuaire et le golfe, deuxième plus importante fosse de sédimentation après les Grands Lacs. On estime à 0,7 million de tonnes les apports du Saint-Laurent à l'océan Atlantique.

Le lecteur notera que les bilans sédimentaires présentés dans ce chapitre ont été établis uniquement pour les sédiments transportés en suspension dans la colonne d'eau. Ils excluent les sédiments grossiers (sables et graviers) transportés par charriage sur le fond ainsi que les matières organiques et inorganiques dissoutes dans l'eau. Seule la forme particulière des fractions inorganique (limons et argiles) et organique a été considérée. Il faut préciser que l'on dispose de données valables sur les apports de MES du lac Ontario et de la plupart des tributaires québécois de même que sur l'exportation des MES à la sortie de l'estuaire fluvial. Par contre, les données pour les tributaires ontariens et américains, les apports urbains et industriels ainsi que pour la sédimentation permanente sur le fond du fleuve sont approximatives. Enfin, aucune donnée n'est disponible sur les autres sources de MES comme l'érosion des rives et du fond, les retombées atmosphériques directes et la production biologique *in situ*.

Eaux douces

Des études effectuées dans les années 1980 ont montré que le fleuve exporte annuellement vers l'estuaire 6,5 millions de tonnes de

MES en moyenne (Frenette *et al.*, 1989; 1992). Selon ces mêmes études, le volume de MES exporté à Québec peut varier entre 3,5 et 10 millions de tonnes/an en fonction des variations de l'hydraulicité du bassin du Saint-Laurent. Par ailleurs, des données recueillies au cours de la période 1989-1993 ont permis de calculer un volume exporté se situant entre 6,1 et 7,3 millions de tonnes (Rondeau, 1997). Cette charge est l'une des plus faibles enregistrées pour les grands fleuves du monde par rapport aux sédiments transportés par kilomètre carré de bassin versant. Par exemple, le Mississippi, dont le débit est une fois et demi plus élevé que celui du Saint-Laurent, exporte vers le golfe du Mexique environ cent fois plus de MES (Loring et Nota, 1973). Cette particularité tient au fait que la majeure partie des sédiments du bassin versant des Grands Lacs sédimmente en permanence dans ces derniers car seulement 3 à 7 p. 100 des MES transportées à Québec proviennent des Grands Lacs. De plus, le bassin versant du Saint-Laurent est parsemé de grands bassins forestiers et de tributaires sur lesquels des réservoirs artificiels ont été aménagés, ce qui contribue à retenir les matières sédimentaire qui, autrement, rejoindraient les eaux du fleuve. (Voir Complément d'information *Le Saint-Laurent parmi les grands fleuves.*)

Les MES en provenance des municipalités et des industries riveraines ne constituaient que 2 p. 100 de la charge mesurée à Québec en 1985. Il s'agit d'une légère baisse comparativement à 1970, les apports estimés alors étant d'environ 260 000 tonnes/an (Frenette *et al.*, 1989). Cette diminution découlerait de la mise en service de stations d'épuration des eaux usées municipales qui desservent aujourd'hui la majorité de la population riveraine, ainsi qu'au traitement primaire et secondaire des effluents des usines de pâtes et papiers et à la diminution des rejets au fleuve de la neige enlevée des rues.

Une autre source serait les argiles déposées sur le fond de la vallée du Saint-Laurent il y a environ 10 000 ans et qui affleurent à plusieurs endroits sur le lit du fleuve, notamment dans le chenal de navigation, dans le moyen estuaire et dans le golfe. Leur érosion pourrait constituer une source potentielle de MES (Rukavina *et al.*, 1990; d'Anglejan, 1990).

En 1990, 178 000 tonnes de matières particulières découlant des activités humaines ont été émises dans l'atmosphère au Québec (Gouvernement du Québec, 1992). La fraction qui retombe directement dans le fleuve est inconnue, mais elle est probablement non négligeable en raison de la proximité des principaux centres urbains et industriels.

Près de 50 p. 100 du transport annuel de MES à Québec a lieu au printemps (principalement lors de la crue printanière en avril) et seulement 10 p. 100 en hiver (Frenette *et al.*, 1989; Barbeau *et al.*, 1993). Les charges d'été et d'automne représentent chacune environ 20 p. 100 du total annuel. La matière organique particulière compte pour environ 8 p. 100 de la charge annuelle de MES à Québec (Pocklington et Tan, 1987). La charge organique est élevée en automne et au printemps et faible en hiver et en été. La matière organique aquatique découlant de la production biologique *in situ* n'est présente en grande proportion qu'en été alors que la matière organique terrigène — d'origine terrestre et due aux activités humaines — domine le

Complément d'information

Le Saint-Laurent parmi les grands fleuves

La classification des fleuves par ordre d'importance peut s'avérer un exercice particulièrement complexe et difficile. Les critères habituellement utilisés sont d'ordre biophysique et, selon le critère de classification choisi, l'ordre d'importance d'un fleuve peut être radicalement modifié. Certains paramètres sont utilisés pour situer un fleuve parmi la vaste palette des grands fleuves : longueur, débit, superficie du bassin versant et densité de la population par rapport au bassin versant et au débit.

Parmi les grands fleuves de la planète, les plus longs sont le Nil en Afrique et l'Amazone en Amérique du Sud, avec des parcours s'étendant sur près de 7000 km. En incluant le système des Grands Lacs, le Saint-Laurent mesure au total 4000 km, ce qui le place au 19^e rang des grands fleuves. Avec un débit annuel moyen de 13 000 m³/s, le Saint-Laurent occupe le 13^e rang au niveau mondial, tout près du Gange (Asie) et du système Mississippi-Missouri, mais très loin derrière l'Amazone au premier rang avec ses 174 890 m³ d'eau par seconde. Deuxième au Canada en ce qui a trait à la superficie du bassin versant derrière le Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest), le Saint-Laurent draine plus de 1 300 000 km², soit près de 85 p. 100 de la superficie totale du Québec. La superficie du bassin versant du Saint-Laurent, 15^e au monde, se compare à celle de la Volga (Europe), du Gange (Asie), et du fleuve Murray (Australie).

Le fleuve Saint-Laurent se distingue surtout par sa faible charge sédimentaire, une des plus faibles parmi les grands fleuves au monde. En effet,

reste de l'année, plus particulièrement en automne (Pocklington et Tan, 1987).

La quantité de MES qui se déposent en permanence sur le fond du fleuve dans le secteur fluvial est très faible

les eaux du Saint-Laurent transportent annuellement 6,5 millions de tonnes de matières solides en suspension vers l'estuaire, comparativement à plus de 900 millions pour l'Amazone et près de 1670 millions pour le Gange-Brahmaputra. Cette charge sédimentaire du Saint-Laurent est trois fois et demi inférieure à celle du fleuve Fraser, malgré un débit annuel quatre fois plus élevé.

Cette différence est due en partie à la formation géologique qui caractérise le bassin versant du Saint-Laurent : son lit, principalement formé de roches granitiques, s'érode peu, alors qu'un fleuve comme le Mississippi, qui s'écoule dans une plaine alluviale, transporte 210 millions de tonnes de sédiments avec un débit une fois et demi supérieur à celui du Saint-Laurent. La couverture forestière et la présence des Grands Lacs et de réservoirs artificiels dans le bassin versant du Saint-Laurent contribuent également à la rétention de matériaux sédimentaires.

Lorsque l'on veut évaluer les impacts environnementaux associés aux pressions anthropiques appliquées à l'ensemble d'un bassin versant et en partie responsables, par exemple, de la contamination des cours d'eau, il est possible d'utiliser un indicateur de « pression sociale » basé sur le nombre d'habitants par kilomètre carré de bassin versant. À ce chapitre, le bassin du Saint-Laurent, avec une densité de 26 hab./km², se classe loin derrière les bassins de grands fleuves de l'Europe occidentale (densités respectives de 290, 388 et 900 hab./km² pour le Rhin, la Seine et la Tamise). Le degré de contamination de l'eau et des sédiments du Saint-Laurent, souvent inférieur à celui observé dans les grands fleuves européens, reflète d'ailleurs cette situation.

puisqu'elle représente moins de 10 p. 100 des apports. Les lieux de dépôt permanent sont les lacs Saint-François et Saint-Louis ainsi que la partie amont du lac Saint-Pierre (îles de Berthier-Sorel). Selon Carignan *et al.* (1993), il s'agirait d'un phéno-

mène récent dû aux importantes modifications de l'hydrodynamique fluviale consécutives à l'aménagement du chenal maritime à partir de la fin du 19^e siècle. Ces aménagements auraient eu pour conséquence de concentrer l'écoulement de l'eau dans le chenal dragué au centre des lacs et d'augmenter la sédimentation dans les fosses situées près des rives. Ces auteurs estiment également que la masse de sédiments mobiles dans les trois lacs fluviaux du Saint-Laurent totaliserait 7,3 millions de tonnes.

Un bilan des MES pour le tronçon Cornwall-Québec est présenté au tableau 3. Pour équilibrer ce bilan, les MES provenant de l'érosion des rives et du fond, des retombées atmosphériques et de la production biologique *in situ* doivent se chiffrer à

1,65 million de tonnes/an. À ce chapitre, l'étude de Lehoux (1996) a mis en évidence la perte annuelle, dans le seul tronçon Montréal-Sorel, de 40 ha d'habitats riverains due au phénomène d'érosion. Ces 40 ha peuvent représenter à eux seuls un volume de quelque 500 000 à 1 million de tonnes, selon la nature des matériaux et la hauteur des berges considérées. Par ailleurs, une équipe du CSL travaille présentement à l'analyse de données recueillies au cours des dernières années dans le cadre du projet *Bilan massique*, projet qui vise à raffiner le modèle conceptuel du bilan des MES entre Cornwall et Québec. Les résultats des analyses effectuées devraient permettre de jeter une lumière nouvelle sur le bilan présenté au tableau 3 (Rondeau, 1997).

Eaux salées

Le bilan des MES pour la partie marine du Saint-Laurent ne peut être détaché de la difficulté d'échantillonner ce vaste écosystème à marées. On dispose de très peu de données précises en la matière, sauf en ce qui concerne les apports du fleuve à Québec et ceux de la rivière Saguenay à Chicoutimi.

La dynamique des MES dans la partie marine est plus complexe. Premièrement, le transport des MES est dirigé vers l'aval en surface et vers l'amont en profondeur. L'estuaire maritime et le golfe constituent donc des sources de MES pour les secteurs situés aussi bien en amont qu'en aval. De plus, l'océan Atlantique est une

Tableau 3 Bilan des MES pour le tronçon fluvial (Cornwall à Québec)

	Tonnes par année	Remarques	Références
APPORTS DE MES			
Lac Ontario	230 000	–	Lum <i>et al.</i> (1987)
Tributaires ontariens et américains	~ 700 000	–	Frenette <i>et al.</i> (1989)
Tributaires québécois	4 160 000	Apports à la hausse	Frenette <i>et al.</i> (1989); Gouvernement du Québec (1992)
Industries riveraines	~ 100 000	87 000 t/an dans les effluents des 37 industries prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent en 1992	Bouchard et Millet (1993)
Municipalités riveraines	~ 20 000	18 800 t/an dans les effluents des 23 stations d'épuration en service en 1993 (2 980 000 habitants desservis)	MEF (1995)
Érosion des rives et du fond	?	L'érosion des argiles glacio-marines pourrait être une source importante de MES	Rukavina <i>et al.</i> (1990); d'Anglejan (1990)
Retombées atmosphériques directes sur le fleuve	?	Apports importants à proximité des centres industriels	–
Production biologique <i>in situ</i>	?	Source importante de MES organiques exportées vers l'estuaire en été	Pocklington et Tan (1987)
PERTES DE MES			
Dépôt permanent sur le fond du fleuve	300 000–400 000	Varie selon l'auteur	Carignan <i>et al.</i> (1993.); Rukavina <i>et al.</i> (1990)
BILAN À LA SORTIE (exportation nette vers l'estuaire)	6 500 000	6 x 10 ⁶ t de matière inorganique 0,5 x 10 ⁶ t de matière organique	Frenette <i>et al.</i> (1989); Barbeau <i>et al.</i> (1993); Pocklington (1988)

source importante de MES dans le golfe. Deuxièmement, la production biologique *in situ* constitue une source de MES aussi importante que les sources terrestres dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (Pocklington, 1988; Lucotte *et al.*, 1991). Troisièmement, l'érosion des rives et du fond semble une autre source très importante de MES dans le golfe, bien qu'elle n'ait jamais été quantifiée (Yeats, 1988; Loring et Nota, 1973).

Les 6,5 millions de tonnes de MES annuellement exportées par le fleuve Saint-Laurent sont temporairement retenues dans le moyen estuaire pendant la saison estivale. Environ la moitié, soit 3 à 4 millions de tonnes, sédimentent temporairement dans la zone intertidale de la partie amont du moyen estuaire, dans le secteur de Cap-Tourmente–Montmagny et le long de la rive sud, à La Pocatière et Kamouraska. Environ 1,5 million de tonnes sont maintenues en suspension dans la colonne d'eau de la partie amont du moyen estuaire et alimentent la zone de turbidité maximale (d'Anglejan, 1990; Lucotte, 1989). Comme la totalité des MES est plutôt exportée vers l'estuaire maritime à partir de l'automne jusqu'à l'été suivant, la sédimentation permanente dans le moyen estuaire est négligeable (d'Anglejan, 1990; Lucotte, 1989). L'érosion des rives et du lit dans ce secteur pourrait constituer une source importante de MES (d'Anglejan, 1990).

Les 160 000 tonnes de MES exportées annuellement par la rivière Saguenay se déposent en grande partie dans la partie amont du fjord du Saguenay, plus particulièrement dans le bras nord (Schafer *et al.*, 1990). Les quantités exportées vers l'estuaire maritime sont inconnues mais probablement négligeables.

Une fois dans l'estuaire maritime, les MES d'origine terrestre sédimentent rapidement et se déposent sur le fond, dans la partie amont du chenal Laurentien, avec une partie des MES d'origine marine produites sur place ou provenant du golfe. Ainsi, de 7 à 8 millions de tonnes de MES se déposent annuellement dans les limites de l'estuaire maritime (Yeats, 1988; d'Anglejan, 1990). On observe que

75 p. 100 de la matière organique transportée par le fleuve est mélangée à des quantités à peu près égales de matière organique marine (Lucotte *et al.*, 1991).

Dans le golfe, le taux de sédimentation mesuré sur le fond du chenal Laurentien indique que de grandes quantités de MES s'y déposent en permanence (Yeats, 1988; Silverberg et Sundby, 1990). Ces MES, qui proviennent en grande partie de l'érosion des rives, du fond du golfe et de la production biologique *in situ* (Yeats, 1988; Pocklington, 1988), sont composées à 70 p. 100 de matière organique, principalement marine, et de 30 p. 100 de matière inorganique (Yeats, 1988).

La majeure partie de la charge sédimentaire transportée se dépose dans le chenal Laurentien, à la hauteur de l'estuaire maritime. On estime à plus de 700 millions de tonnes le volume de sédiments, principalement d'origine terrigène, qui se seraient déposés dans la fosse laurentienne depuis le début du siècle (Fortin *et al.*, 1996). Certes, une partie du débit solide du fleuve se retrouve dans les quelques millions de tonnes de sédiments qui s'accumulent depuis plusieurs décennies dans des secteurs lacustres du Saint-Laurent et dans des bassins abrités; toutefois, ces pertes ont peu d'importance comparativement à la charge sédimentaire de ce grand fleuve estimée entre 6 et 7 millions de tonnes/an. Toute proportion gardée, le Saint-Laurent exporte vers l'océan Atlantique environ dix fois moins de MES que l'estuaire n'en reçoit du fleuve Saint-Laurent (Yeats, 1988).

Un bilan des MES pour la partie estuarienne et marine du Saint-Laurent est présenté au tableau 4. Pour obtenir un bilan sédimentaire équilibré, l'érosion des rives et du fond doit être supérieure à 3,5 millions de tonnes par année.

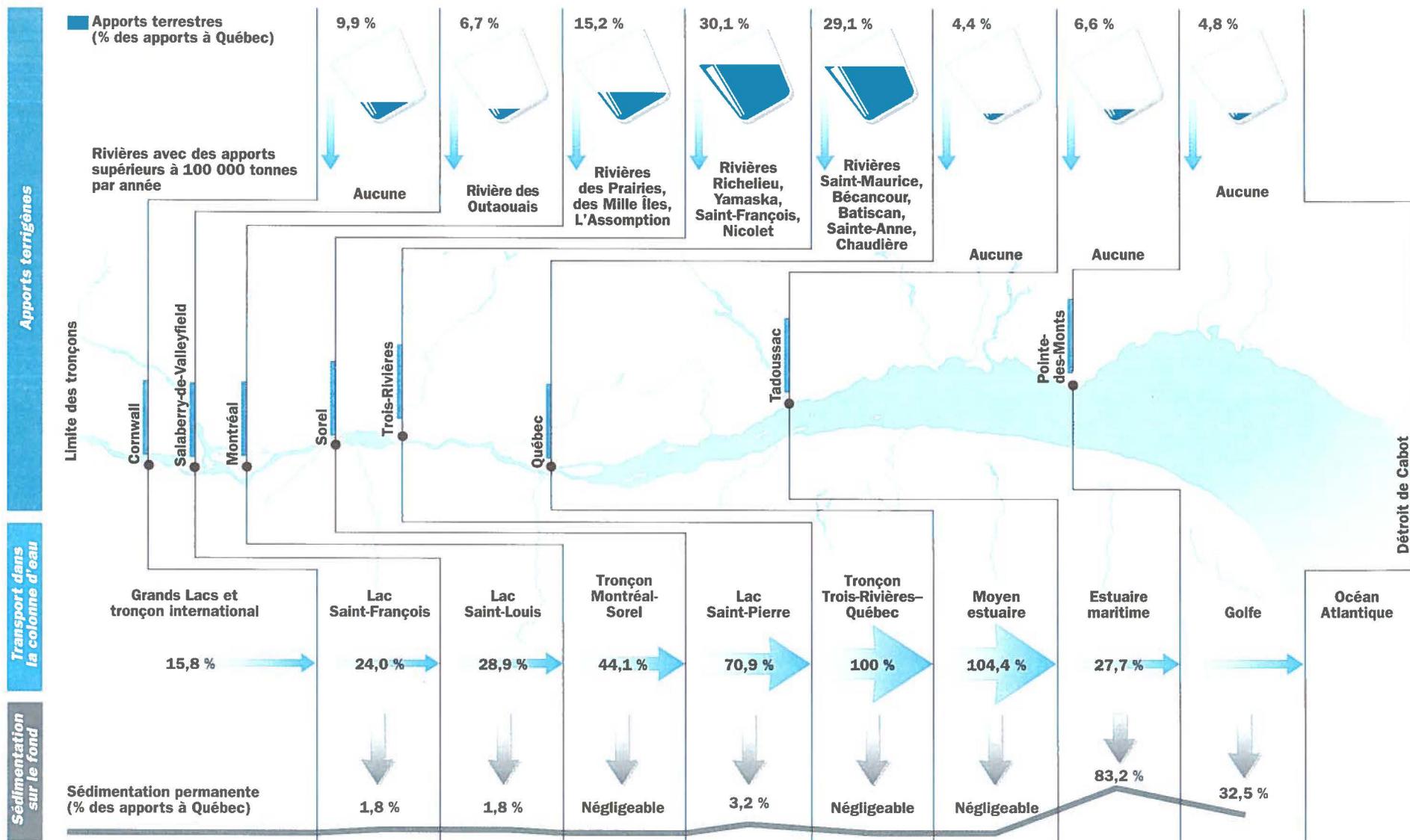
L'apport des affluents du bassin versant

La figure 23 montre la contribution relative de différents tronçons du Saint-Laurent au bilan des MES. Ce modèle, qui intègre les informations

publiées lors de la première analyse-synthèse sur le bilan sédimentaire du Saint-Laurent (Frenette *et al.*, 1989; 1992), ne tient pas compte de certaines sources comme l'érosion des rives et du fond, la production biologique *in situ*, les retombées atmosphériques et les apports océaniques. Les principales sources de MES d'origine terrigène sont concentrées dans le tronçon fluvial, entre Sorel et Québec, là où débouchent neuf cours d'eau ayant une charge très importante (supérieure à 100 000 tonnes/an). Sept de ces rivières sont situées sur la rive sud et drainent des territoires à forte vocation agricole. Le tronçon fluvial et l'estuaire moyen constituent des environnements où le transport des MES domine largement le dépôt des particules. L'estuaire maritime et le golfe, notamment le chenal Laurentien, constituent les principaux milieux de dépôt des MES terrigènes. La quantité de MES terrigènes exportées vers l'Atlantique n'est pas connue mais elle est fort probablement négligeable. En effet, les sédiments de la partie aval du chenal Laurentien ne contiennent pas de lignite, un indicateur de la présence de matière organique terrigène (Pocklington, 1986).

Tableau 4 Bilan des MES pour la partie estuarienne et marine du Saint-Laurent (de Québec au détroit de Cabot)

	Tonnes par année	Remarques	Références
APPORTS DE MES			
Fleuve Saint-Laurent (à Québec)	6 500 000	6 x 10 ⁶ t de matière inorganique 0,5 x 10 ⁶ t de matière organique surtout terrigène	Frenette <i>et al.</i> (1989); Barbeau <i>et al.</i> (1993); Pocklington (1988)
Rivière Saguenay (à Chicoutimi)	160 000	–	Fortin et Pelletier (1995); Loring et Nota (1973)
Autres tributaires du moyen estuaire	210 000	–	Frenette <i>et al.</i> (1989)
Estuaire maritime et golfe	~ 570 000	Débit combiné de 7250 m ³ /s et concentration moyenne de MES de 2,5 mg/L	Koutitonsky et Bugden (1991); Loring et Nota (1973)
Érosion de rives et du fond	?	Source importante	d'Anglejan (1990); Yeats (1988); Loring et Nota (1973)
Retombées atmosphériques	~ 40 000	–	Yeats (1988)
Production biologique <i>in situ</i>	~ 5 300 000	Production moins minéralisation de la matière organique	Pocklington (1988)
Océan Atlantique	~ 900 000	0,3 x 10 ⁶ t de matière inorganique 0,6 x 10 ⁶ t de matière organique	Yeats (1988)
PERTES DE MES			
Dépôt permanent sur le fond			
Moyen estuaire	Négligeables	–	d'Anglejan (1990); Lucotte (1989)
Estuaire maritime	~ 7 500 000	–	Fortin <i>et al.</i> (1996)
Fjord du Saguenay	~ 160 000	–	Fortin et Pelletier (1995); Schafer <i>et al.</i> (1990)
Golfe	?	Importantes dans le chenal Laurentien	Silverberg et Sundby (1990); Yeats (1988)
Exportation vers l'Atlantique dans les eaux de surface	~ 1 600 000	0,5 x 10 ⁶ t de matière inorganique 1,1 x 10 ⁶ t de matière organique	Yeats (1988); Pocklington (1988)
BILAN À LA SORTIE (exportation nette vers l'Atlantique)	~ 700 000	0,2 x 10 ⁶ t de matière inorganique 0,5 x 10 ⁶ t de matière organique surtout marine	Yeats (1988); Pocklington (1988)



Sources : Adapté de Frenette et al., 1989; 1992.

Figure 23 Apports, transport et sédimentation des matières en suspension en aval de Cornwall

Les sédiments, des transporteurs de contaminants

Les sédiments fins, contrairement aux sables peu réactifs, transportent des contaminants par le jeu des liens chimiques et physiques. Dans certaines conditions, ils forment des flocons, des structures en « château de cartes » ou des flocons remplis d'eau qui facilitent les échanges ioniques.

Le milieu aquatique est le siège de nombreux échanges physico-chimiques. Les ions libres et les molécules organiques réagissent avec les particules minérales et la matière organique. Les polluants sont captés par les solides en suspension et se déposent sur le fond si les conditions hydrodynamiques sont favorables. La majorité de ces échanges physico-chimiques entre l'eau et la matière particulaire est reliée aux processus d'adsorption et de désorption.

Les échanges eau-sédiments

Ces échanges sont rendus possibles par la météorisation et l'érosion des roches de même que par l'usure des grains lors de leur transport dans le cours d'eau qui transforment les minéraux en entités de plus en plus fines, brisant des liens atomiques et créant ainsi des charges électriques sur les faces des particules.

En milieu naturel, les argiles transportées en suspension dans l'eau sont chargées négativement et peuvent capter des cations métalliques (par exemple Hg^{++}) et d'autres composés chargés positivement, présents dans la phase aqueuse.

Par analogie, les particules argileuses peuvent se comparer à de petits aimants qui se repoussent entre eux mais qui attirent le métal par attraction électrostatique. Quant aux contaminants organiques hydrophobes (du grec « hudôr », eau, et « phobein », détester), dont les biphényles polychlorés (BPC) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), leur séjour dans la phase aqueuse est généralement de courte durée car ils ont une forte propension à se lier à la matière organique (débris végétaux et animaux) transportée en suspension dans la colonne d'eau.

Ce processus dynamique de transfert des contaminants organiques de la phase aqueuse vers la phase solide est parfois appelé partition hydrophobique. Par échange ionique, les particules d'argile, tout comme les débris de matière organique par partition hydrophobique, peuvent se charger de contaminants. Ce phénomène est appelé adsorption. Ce processus dynamique de rétention de contaminants sur une interface solide (argile, matière organique) fait des particules en suspension des transporteurs efficaces de contaminants.

Cependant, les forces d'attraction entre les particules et les contaminants diminuent considérablement lorsque tous les sites d'adsorption sont occupés par des métaux et(ou) des composés hydrophobes. Cela est possible dans un milieu fortement contaminé recevant des rejets directs d'émissaires industriels et urbains.

On peut en quelque sorte dresser un parallèle avec l'aimant que l'on plonge et retire d'un baril de clous; il suffira d'un souffle pour faire tomber les derniers clous suspendus dans le vide, ceux-ci étant plus faiblement retenus par l'aimant que les clous qui ont été attirés en premier.

Les contaminants adsorbés sur les sédiments deviennent très instables lorsque les sites d'adsorption sont tous occupés. Le piégeage des contaminants sur l'interface solide (argile, oxyde de fer, matière organique, etc.) est alors moins efficace. Dans une telle situation, on observe un va-et-vient incessant des contaminants entre les particules surchargées, devenues inhospitalières et l'eau interstitielle des sédiments qui ne l'est guère plus. On a alors atteint le degré de saturation des sites d'adsorption, qui dépasse de loin la capacité épuratoire des sédiments. Dans de telles conditions, la quantité de substances toxiques dissoutes dans l'eau interstitielle augmente. On parle alors de biodisponibilité des contaminants, c'est-à-dire le degré de disponibilité auquel un élément ou un composé chimique peut être absorbé par la faune ou la flore.

cassent et s'effritent pendant leur parcours et deviennent de plus en plus petites. Lorsqu'elles sont d'une grosseur inférieure à un grain de sable, les particules renferment généralement un seul minéral qui possède des propriétés chimiques liées à sa nature chimique et à sa structure cristalline. La structure cristalline du quartz, par exemple, le rend extrêmement résistant aux agents chimiques et physiques extérieurs. En revanche, les minéraux aux structures cristallines plus complexes, comme les minéraux argileux, sont moins résistants et sujets à être altérés ou modifiés plus facilement. La structure cristalline des minéraux rend possible la capture ou l'échange d'un certain nombre d'ions libres. Le nombre d'ions pouvant être capturés correspond au nombre de charges électriques positives et négatives qui entourent le minéral. La somme des ions attirés à la surface d'un minéral est appelée « capacité d'échange ionique ». Elle lui permet de devenir électriquement neutre (figure 24).

En fait, on peut comparer les particules minérales à des véhicules de transport de passagers dotés d'un nombre précis de sièges. En chemin, ces véhicules croisent des métaux et des substances organiques dissoutes dans l'eau qui peuvent déloger ou déplacer certains « passagers » ayant déjà pris place ou simplement occuper des sièges disponibles. Les ions dissous dans l'eau tendent à occuper les sites libres autour de la structure cristalline et parfois expulsent hors de

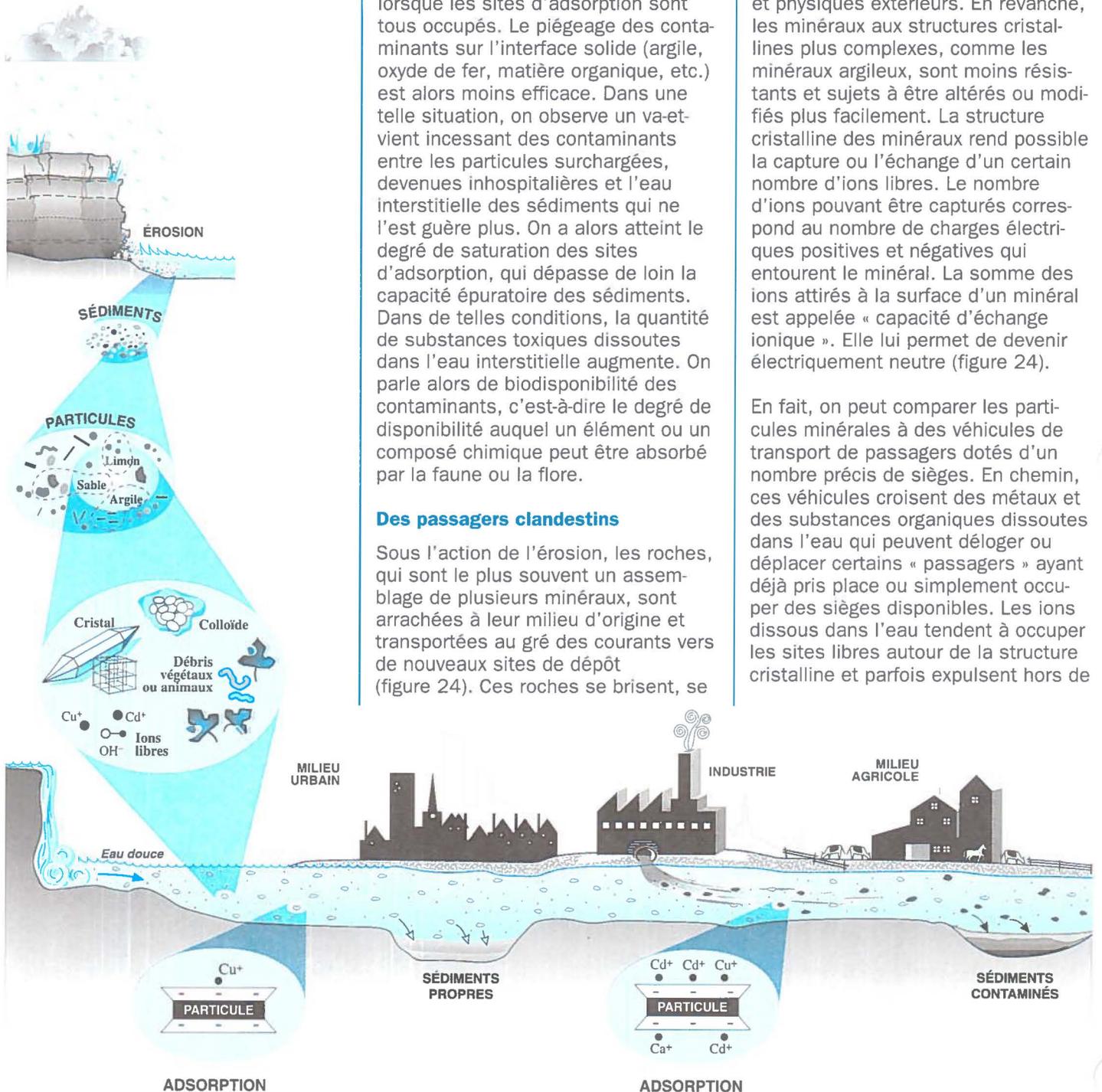


Figure 24 Processus d'adsorption et de désorption des particules sédimentaires

la structure certains ions déjà présents.

Ces deux processus appelés adsorption et désorption résultent d'une distribution inégale des charges présentes à la surface des particules minérales ou de la matière organique. Généralement, ce déséquilibre des charges en surface est causé par les réactions chimiques se produisant à la surface des cristaux ou par des irrégularités structurales du réseau cristallin. Lorsque la charge globale de la particule est négative (électro-négativité), les ions positifs dissous, ou cations, sont attirés et capturés par la particule. Une charge globale positive (électropositivité) entraîne la capture d'ions négatifs ou anions. Les minéraux argileux, les oxydes de manganèse, les hydroxydes de fer et la matière organique sont les principaux agents d'adsorption d'un grand nombre de cations ou d'anions.

Dans un cours d'eau, les particules accompagnées d'ions adsorbés à leur surface se déplacent avec les courants et terminent leur parcours dans un bassin de sédimentation si les conditions hydrodynamiques le permettent. Le nombre d'ions capturés par les particules est généralement représentatif de l'environnement. Il est cependant possible que certaines particules se déposent sur le fond sans avoir comblé tous leurs sites d'adsorption.

Comme les particules peuvent voyager sur de grandes distances avant de se déposer, les contaminants retrouvés dans les sédiments peuvent provenir d'un secteur très éloigné de leur lieu de dépôt. La quantité d'ions qui s'additionne aux ions naturels

adsorbés sur les particules est appelée « charge contaminante » ou « teneur anthropique ». La charge contaminante et la capacité des particules à pouvoir libérer facilement les cations (désorption) permettent d'évaluer et de classer les sédiments en fonction du danger qu'ils représentent pour les organismes vivants.

L'adsorption et la désorption sont fortement contrôlées par la taille des particules qui elle-même influence le nombre de sites (ou surfaces de contact) disponibles. Ainsi, plus les sédiments de fond ou en suspension sont formés de particules fines, plus leur capacité d'adsorber les polluants est grande. Les sédiments argileux, par exemple, sont toujours plus contaminés, par unité de poids, que les sédiments principalement composés de sable, dont on sait qu'une partie importante est constituée de grains de quartz au pouvoir d'adsorption presque nul.

En bordure des cours d'eau et dans le fond des lacs où les courants sont faibles ou nuls, les sédiments seront surtout composés de particules fines. Les sédiments fins de ces secteurs auront tendance à être plus contaminés que ceux des secteurs où les courants sont plus forts, la granulométrie de ceux-ci étant plus grossière car représentée par des graviers et des sables.

Ce processus se produit aussi bien en eaux douces qu'en eaux salées. Toutefois, la présence d'eaux salées peut affecter certaines caractéristiques chimiques et physiques des particules qui entraînent parfois la libération d'ions déjà adsorbés au profit d'autres ions.

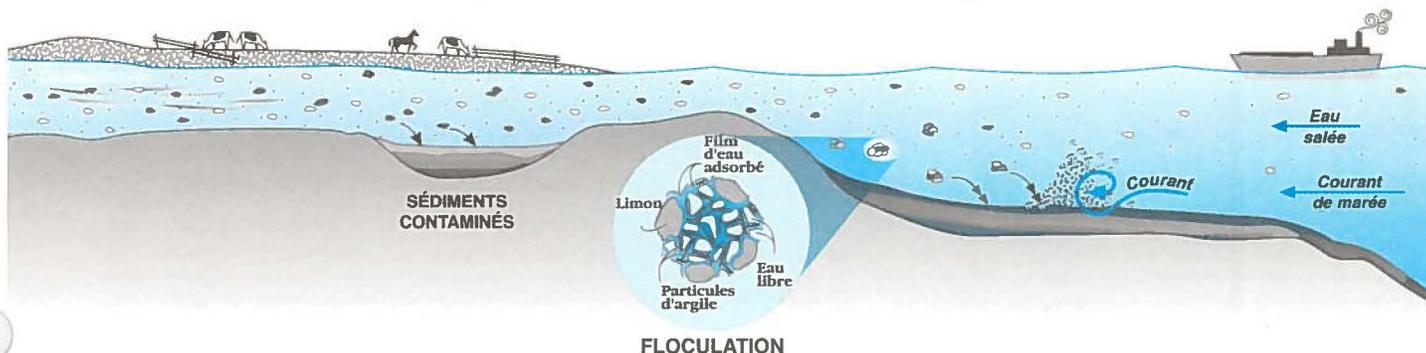
Des flocons de particules

La rencontre entre les eaux douces de la section fluviale et les eaux salées de l'estuaire ne se fait pas sans remous! L'oscillation constante des masses d'eau par les phénomènes de marées crée un apport considérable d'eaux salées vers l'intérieur des terres. Dans le secteur où les eaux se mélangent, on observe une remise en suspension des particules dans l'eau.

En milieu marin ou saumâtre riche en sels minéraux, et plus particulièrement en chlorure de sodium (NaCl), les particules argileuses s'entourent d'une grande quantité de cations (Na^+ , K^+ et Mg^{2+}) et de molécules d'eau. Ces cations neutralisent les charges négatives des particules et diminuent ainsi les forces de répulsion entre celles-ci. En se rapprochant, les particules se regroupent de manière aléatoire et forment des flocons de particules. Cette structure en « château de cartes » contient de nombreux pores entre les feuillets qui sont occupés par un film d'eau, riche en ions et fortement retenu aux particules. Cette eau, appelée eau interstitielle, permet un grand nombre d'échanges entre le solide et les ions. Le processus de floculation fait augmenter la densité des particules, ce qui favorise d'autant plus leur sédimentation et contribue par le fait même à diminuer le nombre de particules dans l'eau.

Un laboratoire complexe

Un milieu aquatique est un laboratoire où se produisent des réactions chimiques et biochimiques relativement complexes. Le cycle du carbone et une partie du cycle de l'oxygène s'y déroulent. (On trouvera à l'annexe 1 les principales réactions chimiques



impliquées dans la diagenèse des sédiments.)

L'oxygène de l'eau provient de deux sources : interne et externe. La production interne d'oxygène est le résultat de la photosynthèse qui a lieu dans la zone euphotique. L'apport externe provient de l'oxygène de l'air qui pénètre l'eau par diffusion lors du brassage des eaux en surface par les vagues et les courants. Pour être possible, la photosynthèse doit aussi compter sur la présence d'éléments comme l'azote (N), le phosphore (P) et certains métaux traces nécessaires au maintien des activités cellulaires. Sans photosynthèse, l'oxygène terrestre serait entièrement consommé par la dégradation de la matière organique.

Amorcée dans les premiers mètres de la colonne d'eau, la dégradation de la matière organique se poursuit lors de la sédimentation des particules sur le fond. La présence ou l'absence d'oxygène contrôle en grande partie la nature des réactions chimiques (oxydation, réduction, dégradation des complexes en éléments simples), des processus biologiques (bioturbation, dégradation bactérienne), métaboliques (respiration microbienne, photosynthèse), hydrodynamiques ou encore physico-chimiques lors de la sédimentation des particules.

La pénétration de l'oxygène dans les sédiments se fait principalement par le biais de la diffusion moléculaire et de la biodiffusion (figure 25). La diffusion est un processus chimique d'échange d'ions entre deux milieux, par exemple entre l'air et l'eau ou encore entre l'eau et les sédiments. Dans les sédiments, cet échange, qui se fait par l'entremise des interstices (pores) des sédiments, est particulièrement actif à l'interface eau-sédiments en raison d'une plus grande porosité dans les premiers centimètres des sédiments.

En remaniant les sédiments, les organismes benthiques vivant sur ou dans les sédiments introduisent à des profondeurs variables des quantités plus ou moins importantes d'oxygène. Dans le Saint-Laurent et le golfe, l'action des animaux fouisseurs est détectable dans les cinq à dix premiers centimètres des sédiments.

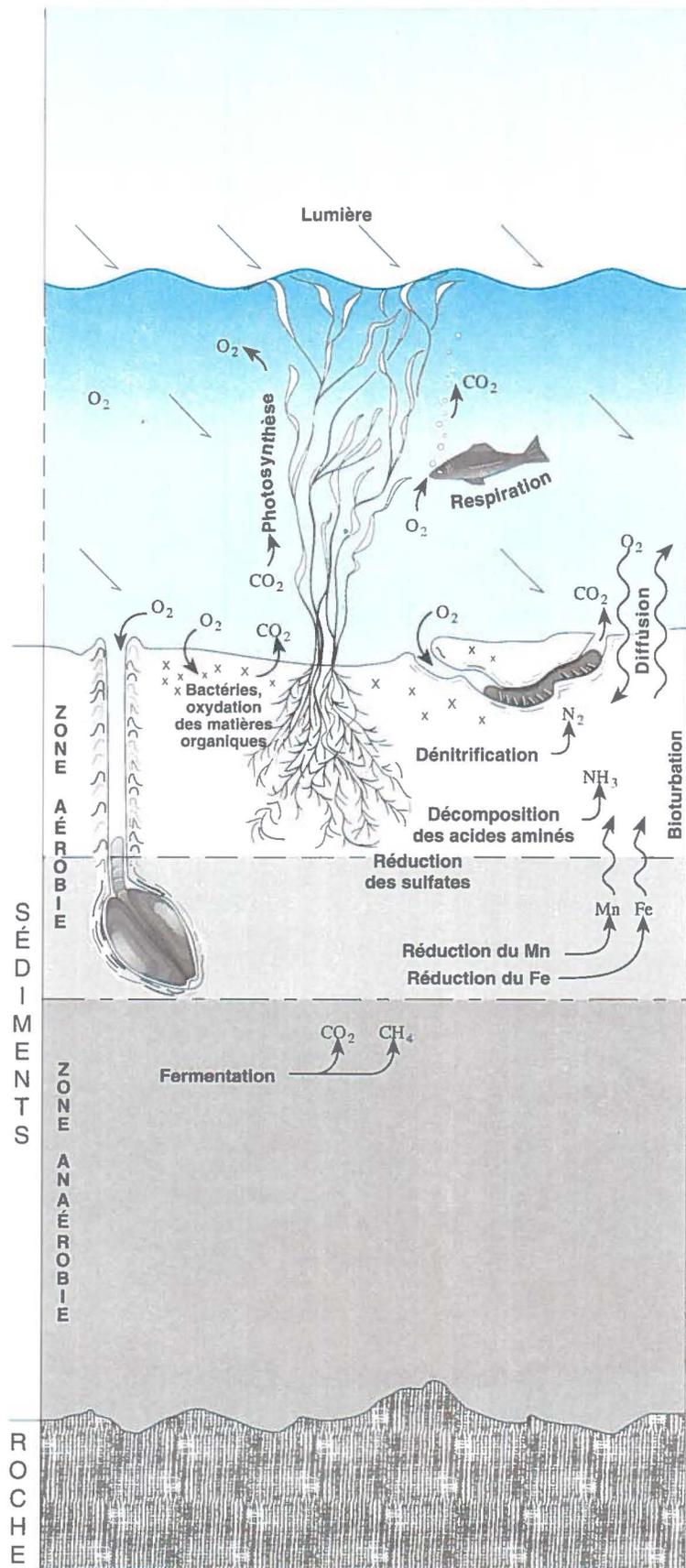


Figure 25 Principaux processus biochimiques de décomposition de la matière

L'épaisseur de la couche contenant de l'oxygène, ou couche aérobie, varie selon la morphologie du bassin de sédimentation, la hauteur d'eau, la température de l'eau, le renouvellement de l'eau, la quantité de lumière atteignant les sédiments et la teneur en matière organique. Sous cette zone aérobie se trouve une seconde zone complètement dépourvue d'oxygène, ou anaérobie, et dont l'épaisseur varie en fonction de la quantité de sédiments accumulés dans le bassin.

De l'oxydation à la fermentation

Deux réactions d'oxydation très importantes se produisent à l'interface eau-sédiments à cause de la présence d'oxygène dissous. Le fer (Fe) et le manganèse (Mn), deux métaux constituant la partie minérale des sédiments, sont oxydés et atteignent un état chimique stable. Il peut s'agir d'une nouvelle oxydation s'ils sont ramenés de la zone réductrice vers la surface par la bioturbation. Habituellement, l'oxydation du manganèse s'effectue dans un environnement plus riche en oxygène que pour le fer. Dans les conditions les plus favorables, il est possible de trouver à la surface des sédiments des zones enrichies en oxyhydroxydes de fer (Fe(OH)) et en oxydes de manganèse (MnO). Ces oxydes forment alors une croûte de couleur rougeâtre qui cimentent les autres constituants des sédiments.

Les bactéries et certains organismes unicellulaires ont la capacité d'oxyder la matière organique. Cette oxydation des tissus végétaux ou animaux est possible grâce à l'oxygène dissous dans les sédiments et les eaux interstitielles des sédiments. Pendant la décomposition et la dégradation de la matière organique, une importante quantité de molécules d'O₂ est consommée pour la transformation du carbone organique en CO₂ gazeux.

En milieu anaérobie, les bactéries peuvent oxyder la matière organique grâce à l'oxygène présent sous d'autres formes telles que SO₄, NO₃, MnO₂ et Fe_xO_y. Dans un milieu pauvre en oxygène dissous, les bactéries utilisent une série de réactions successives comme la dénitrification, la destruction des acides aminés, la

réduction des sulfates et les réactions de fermentation pour dégrader la matière organique. La dénitrification permet aux bactéries d'utiliser l'oxygène des nitrates (NO₃⁻) et de transformer le carbone organique de la matière organique en CO₂. Cette réaction favorise également l'apparition d'azote libre (N₂) qui peut diffuser vers la surface.

Après la disparition des nitrates, les acides aminés, constituants de base pour la formation de la vie, sont dissociés en composés organiques non azotés et en ammoniac ou NH₃, ce dernier pouvant être repris dans une réaction chimique subséquente pour la formation d'ammonium (NH₄⁺).

Les bactéries utilisent également l'oxygène des sulfates (SO₄²⁻) afin de pouvoir compléter l'oxydation de la matière organique. La transformation des sulfates entraîne la production de CO₂ et favorise la formation de HS⁻, de H₂S ou de FeS₂, selon les conditions du milieu.

Lorsque la consommation des sulfates est terminée, les réactions de fermentation débutent et les dernières molécules organiques sont dissociées. Ce processus biochimique intervient sous l'influence d'enzymes produites par certains micro-organismes. La fermentation favorise la production de CO₂ et de méthane (CH₄).

L'exemple de la méthylation du mercure

Les sédiments forment des dépôts chimiquement instables soumis à l'activité microbienne et aux réactions chimiques susceptibles de modifier les liens chimiques de certains métaux. Dans la zone de fermentation, là où il y a production de méthane, ainsi que dans la zone de réduction des sulfates, les conditions physico-chimiques (pH, température, etc.) sont généralement réunies pour favoriser la méthylation de certains métaux.

Bien qu'il existe plusieurs mécanismes de méthylation, ce processus se produit généralement par l'intermédiaire de l'activité bactérienne, en particulier par les sulforéducteurs. La

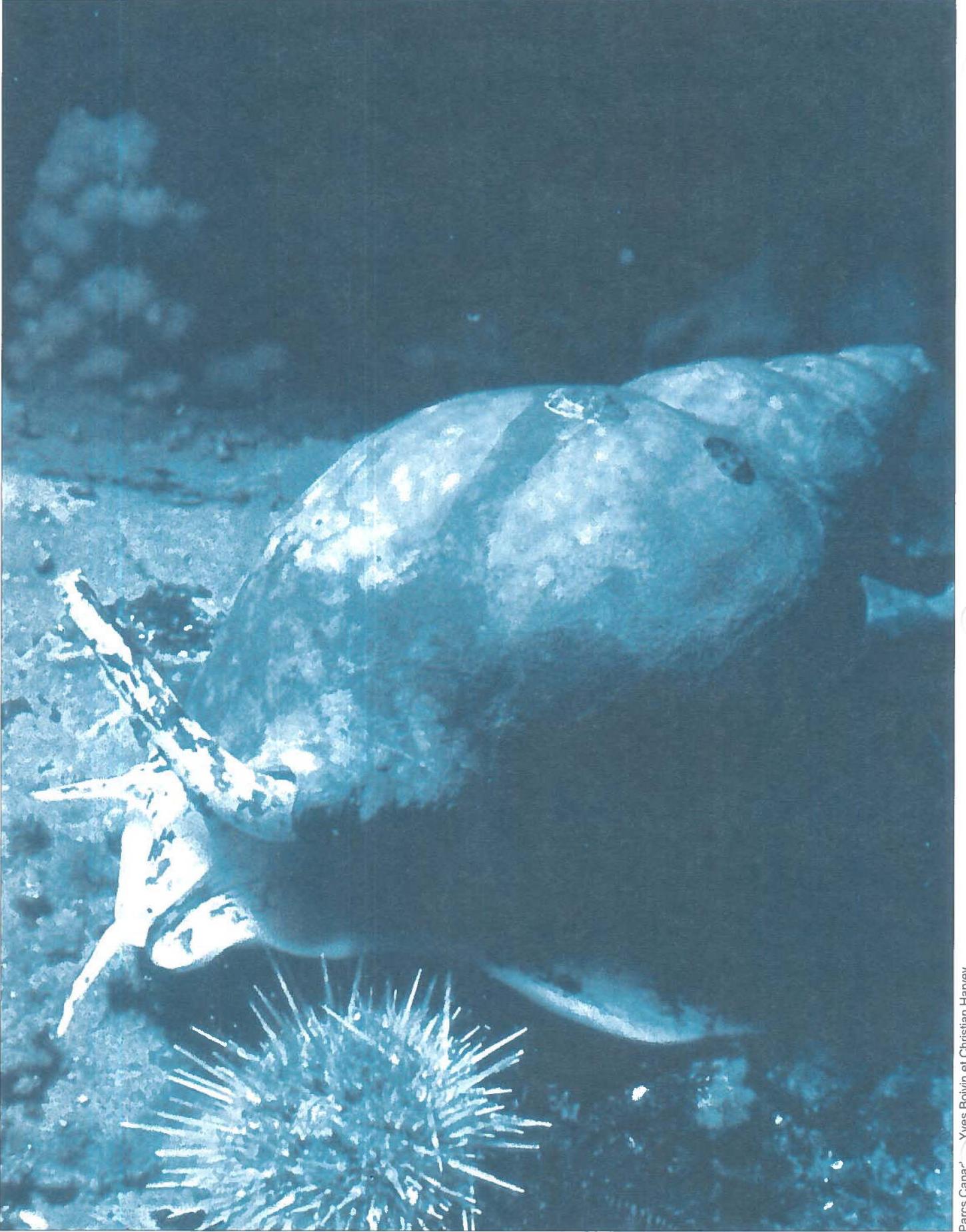
vitamine B12 ou méthylcobalamine (CH₃CoB12) semble être le principal agent catalyseur pour la méthylation du mercure (Hg). La méthylcobalamine permet le transfert d'un groupe méthyle (CH₃⁻) vers le mercure (Hg²⁺) pour former des molécules de méthylmercure (CH₃Hg⁺), très toxique, sans nécessairement altérer la molécule de la vitamine B12. Ce processus est en fait un mécanisme de détoxication des cellules bactériennes et se produit principalement en milieu acide et à l'extérieur des cellules. Ces processus participeront tous à l'absorption et au transfert des métaux vers l'écosystème.

Les molécules de méthylmercure (CH₃Hg⁺) ainsi formées sont très solubles et facilement assimilables par les organismes benthiques. Le méthylmercure diffuse à travers la colonne d'eau et peut être bioaccumulé par les organismes vivants.

Et pourquoi pas l'inverse ?

Lorsque les particules se retrouvent en milieu anaérobie (dépourvu d'oxygène), les conditions du milieu deviennent réductrices et plus acides. Les réactions chimiques sont ainsi inversées et des métaux comme le fer et le manganèse sont alors réduits. Le fer et le manganèse réduits deviennent plus mobiles dans les sédiments et peuvent se dissoudre dans les eaux interstitielles. Le processus de diffusion fait migrer ces métaux vers la surface. À leur passage dans la zone aérobie, ils sont à nouveau oxydés et redeviennent chimiquement plus stables. La diffusion du fer et du manganèse vers la surface des sédiments est provoquée par le gradient de concentration de ces métaux entre la zone réductrice (anaérobie) et la zone oxydante (aérobie).

La diffusion du fer et du manganèse vers la surface est importante lorsque les sédiments sont contaminés. En effet, les oxyhydroxydes de fer et de manganèse peuvent adsorber facilement plusieurs métaux et comme ils sont situés près de la surface, les contaminants ainsi adsorbés se maintiennent dans la zone de bioturbation, là où les organismes benthiques sont le plus actifs.



Le rôle du benthos dans le transfert des contaminants

Les premiers centimètres à la surface des sédiments forment une matrice vivante. Les organismes benthiques qui l'occupent, agissent sur cette matrice en s'enfouissant ou en ingérant des particules. Les organismes benthiques avec les autres espèces de l'écosystème aquatique contribuent au transfert des contaminants vers les organismes supérieurs.

Les sédiments meubles constituent l'habitat d'une grande variété d'organismes dont la taille varie de l'ordre du micron (bactéries) à plusieurs centimètres (macroinvertébrés benthiques). Dans cet assemblage d'organismes qui composent la communauté benthique, appelé « benthos », on observe une grande variété de régimes alimentaires (détritivore, herbivore, carnivore) qui déterminent le niveau trophique d'une espèce ou d'un groupe dans la chaîne alimentaire. Cette dernière est basée sur l'énergie contenue dans la matière organique déposée et enfouie dans les sédiments. Ainsi, les détritivores convertissent la matière organique en biomasse vivante qui sert de nourriture aux organismes des niveaux trophiques supérieurs (benthos carnivore, poissons, oiseaux aquatiques, mammifères marins).

Le benthos joue un rôle primordial dans le transfert, vers les vertébrés aquatiques, des substances toxiques contenues dans les sédiments. En effet, les organismes benthiques augmentent la disponibilité de ces contaminants pour les vertébrés par le biais de trois processus principaux : ils transforment certains des contaminants en une forme plus soluble et plus facilement assimilable (*biotransformation*), ils mélangent physiquement les sédiments (*bioturbation*) et ils concentrent les

contaminants dans leur biomasse corporelle (*bioconcentration*). Enfin, si un contaminant s'introduit de façon permanente dans les tissus vivants, il peut se produire un transfert du contaminant d'une génération à l'autre à l'intérieur d'une même espèce ou une migration vers d'autres espèces par l'entremise des réseaux alimentaires (*bioamplification*).

Le brassage continu des sédiments

En rampant et en s'enfouissant dans les sédiments, les organismes benthiques mélangent les couches superficielles des sédiments tombés sur le fond. D'autres organismes, tels les annélides (polychètes et oligochètes), ingèrent les sédiments des couches profondes et les rejettent à l'interface eau-sédiments sous la forme de pelotes fécales. Ce brassage continu des particules et des contaminants se concentre généralement dans les 10 premiers centimètres des sédiments mais l'action de certains organismes peut se faire sentir jusqu'à 15 à 20 cm de profondeur. La bioturbation a pour effet de retarder considérablement l'enfouissement des sédiments contaminés par des sédiments propres, après l'élimination des sources de contamination.

Le transfert aux organismes

Plusieurs organismes benthiques, particulièrement les mollusques, ont la propriété d'accumuler les substances toxiques dans leur biomasse corporelle à des concentrations beaucoup plus élevées que celles trouvées dans l'eau ou les sédiments. Il y a bioconcentration d'un contaminant dans un organisme vivant lorsque le taux d'assimilation de ce contaminant est plus élevé que son taux d'élimination. La teneur corporelle du contaminant augmente donc avec l'âge de l'organisme.

Le benthos peut assimiler les substances toxiques contenues dans les sédiments de plusieurs façons. L'assimilation se fait par simple diffusion des substances dissoutes dans l'eau interstitielle des sédiments à travers les surfaces cutanées, digestives ou respiratoires et par ingestion des sédiments, des détritiques ou d'autres organismes benthiques contaminés. L'élimination des contaminants assimilés peut se faire passivement par échange d'ions avec le milieu extérieur, ou activement par la génération de produits particuliers (fèces, œufs, mucus, mue) et l'excrétion de sous-produits provenant de la métabolisation des contaminants.

Ainsi, plusieurs types d'organismes benthiques ont la capacité de réguler les concentrations corporelles de métaux lourds et de métaboliser rapidement certains HAP et, conséquemment, ne bioconcentrent pas ces substances. Ce n'est cependant pas le cas des mollusques qui peuvent concentrer ces contaminants jusqu'à des concentrations pouvant être des milliers de fois supérieures à celles du milieu ambiant. Les substances organochlorées (BPC, pesticides) étant solubles dans les lipides, sont facilement assimilées par les organismes aquatiques; la plupart sont cependant incapables de les éliminer efficacement. Ces substances sont conséquemment rapidement bioconcentrées dans les tissus riches en lipides. La contamination des Buccins de la baie des Anglais (estuaire du Saint-Laurent) par les BPC est un exemple bien documenté de bioconcentration des contaminants contenus

dans les sédiments. La concentration de BPC dans la chair de ce gastéropode omnivore est directement proportionnelle à la concentration du contaminant dans les sédiments; la teneur en BPC dans la chair des Buccins ($\mu\text{g/g}$ de poids humide) est en moyenne 3,5 fois plus élevée que dans les sédiments ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) (Langlet *et al.*, 1991).

L'infiltration dans les réseaux alimentaires

La bioamplification est le résultat de la concentration progressive d'un contaminant dans un réseau alimentaire. Lorsqu'un contaminant est bioamplifié, les concentrations retrouvées dans les organismes situés au sommet du réseau alimentaire sont beaucoup plus élevées que celles retrouvées à la base du réseau (figure 26). Certains métaux lourds et les HAP ne sont pas bioamplifiés dans l'écosystème aquatique parce que plusieurs espèces des réseaux alimentaires ont la capacité de métaboliser, de contrôler les teneurs corporelles ou d'excréter ces contaminants. C'est le cas notamment de plusieurs espèces de crustacés, d'annélides et de poissons. Si les apports excèdent la capacité de métaboliser le contaminant ou de l'excréter, de fortes teneurs peuvent quand même être observées. En effet, des teneurs très élevées en HAP ont déjà été détectées dans des hépatopancreas de homard. Dans le cas du mercure, le processus d'excrétion chez plusieurs espèces est très lent et la bioamplification est possible, comme le démontre l'augmentation des teneurs maximales retrouvées dans les organismes aquatiques du système du Saint-Laurent au fur et à mesure que l'on s'élève dans la chaîne trophique. D'autre part, certains organismes ont la capacité de réguler la teneur corporelle de métaux essentiels, comme le cuivre et le zinc, qui sont des constituants normaux de l'hémolymphe (le sang des crustacés).

Les substances organochlorées comme les BPC et le DDT ont tendance à s'accumuler dans les tissus adipeux des organismes aquatiques et persistent longtemps dans l'organisme même lorsque l'exposition à

ces contaminants a cessé. Ces substances atteignent donc chez les poissons, les oiseaux aquatiques et les mammifères marins des concentrations beaucoup plus élevées que dans le benthos. Le cas des BPC et du mirex (un pesticide organochloré provenant exclusivement des Grands Lacs) dans l'estuaire du Saint-Laurent constitue les deux exemples les mieux documentés de bioamplification dans le système du Saint-Laurent (figure 26). Ces deux substances toxiques sont retrouvées dans le lait maternel du Béluga à des concentrations 100 000 fois plus élevées que dans le macrobenthos et le zooplancton (Béland et Martineau, 1988).

Les effets toxiques

La plupart des organismes aquatiques ont la capacité de prévenir les effets toxiques des métaux lourds qu'ils assimilent en les stockant dans des organites cellulaires (lysosomes) ou en les inactivant à l'aide de protéines spécifiques qui ont la propriété de se lier aux métaux libres (métallothionéines). Ces mécanismes de détoxification ont cependant des limites, et lorsque celles-ci sont dépassées, les effets toxiques se font sentir.

Les effets toxiques des métaux sont variés. En général, ils impliquent des dérèglements de la physiologie, de la reproduction, du développement et l'inhibition de la croissance. Il n'y a pas de règle universelle; cela dépend de la tolérance de l'espèce. Ainsi, certaines algues benthiques (Fucales, Laminariales) bioaccumulent les métaux lourds sans pour autant que ceux-ci entravent leur croissance. Les métaux lourds peuvent aussi affecter le comportement alimentaire, le métabolisme respiratoire et la digestion. L'exposition chronique à des contaminants se traduit souvent par l'apparition de pathologies comme l'inflammation et la dégénérescence des tissus, l'inhibition du processus de régénération des tissus endommagés, la formation de tumeurs et des mutations génétiques.

Une partie des HAP métabolisés par les organismes aquatiques sont transformés en sous-produits plus toxiques que les substances assimilées. Cette bioactivation des HAP peut entraîner

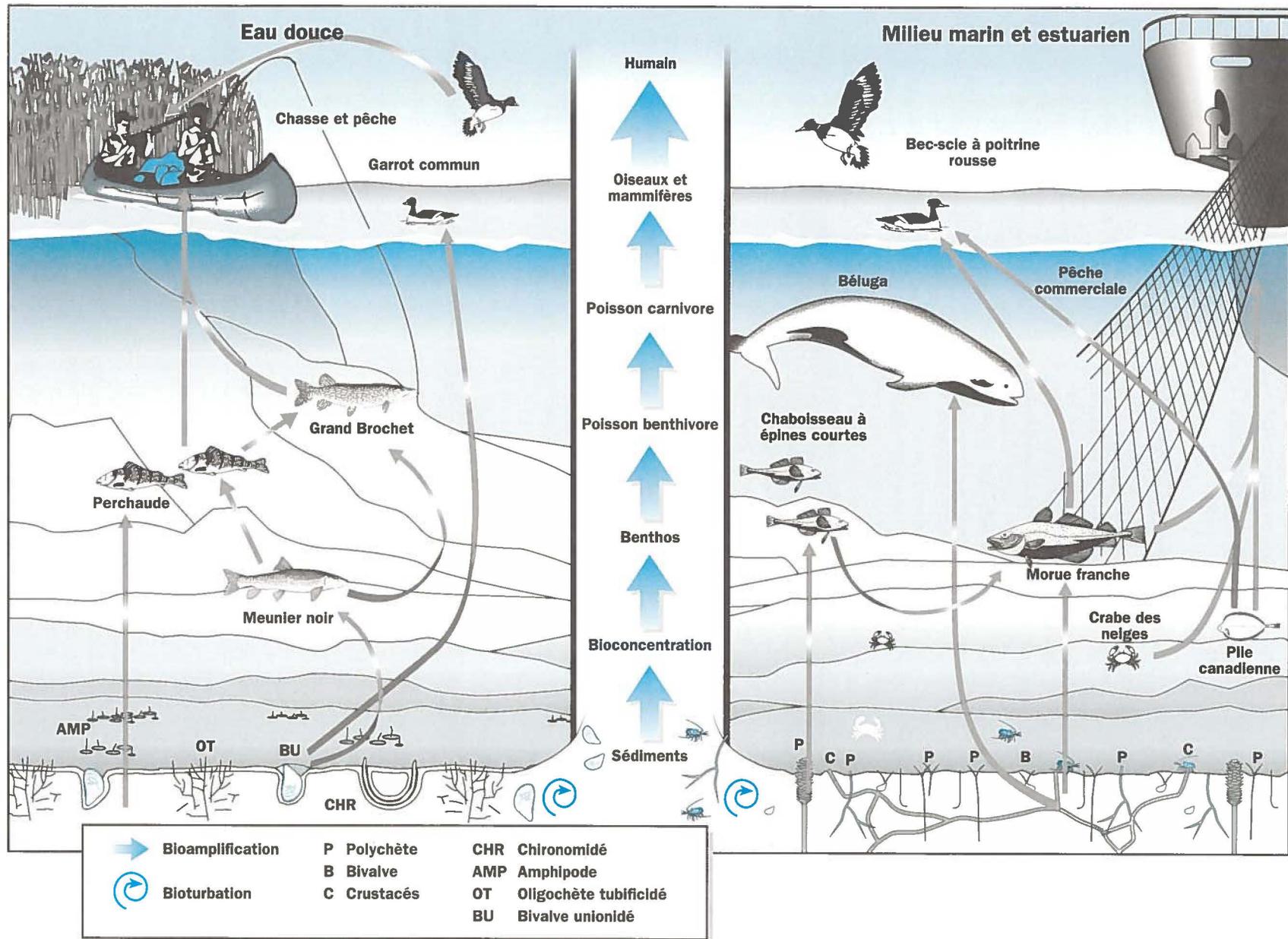


Figure 26 Transfert des contaminants présents dans les sédiments aux organismes supérieurs

des effets tératogènes (déformations congénitales) et cancérigènes (tumeurs). Les HAP peuvent aussi avoir des effets toxiques directs qui inhibent la croissance, altèrent le système immunitaire (accroissement de la vulnérabilité aux infections virales et bactériennes), dérèglent le système endocrinien (changement du taux hormonal et de la fonction des hormones) et réduisent le potentiel reproducteur.

Les effets toxiques des BPC et des autres substances organochlorées sont plus prononcés chez les vertébrés aquatiques que chez les invertébrés en raison du processus de bioamplification. Chez les poissons, les BPC augmentent l'incidence de l'érosion des nageoires, des lésions épidermiques et de l'anémie, et altèrent le système immunitaire. Chez les oiseaux, ils modifient le comportement de reproduction et le succès des couvées. Enfin, chez les mammifères, les BPC affectent l'ovulation et le développement embryonnaire.

À l'échelle des populations, les effets des substances toxiques sur les organismes vivants se traduisent par une réduction des effectifs et, dans les cas les plus aigus, par la disparition de la population. À l'échelle de la communauté benthique, on observe une diminution de la productivité et de la diversité du benthos. En effet, les sédiments fortement contaminés par les substances toxiques sont caractérisés par une communauté benthique peu diversifiée, largement dominée par une ou quelques espèces très tolérantes, comme les oligochètes tubificidés, une espèce fréquente dans les milieux d'eau douce. Dans de telles conditions, un secteur utilisé par exemple par les poissons benthophages et certaines espèces d'oiseaux aquatiques et de mammifères marins qui se nourrissent principalement d'espèces benthiques, peut perdre tout attrait. (Voir Complément d'information *Les espèces benthiques, des indicateurs pour évaluer la qualité du Saint-Laurent.*)

Complément d'information

Les espèces benthiques, des indicateurs pour évaluer la qualité du Saint-Laurent

Les effets néfastes des rejets toxiques sur le milieu aquatique ont été perceptibles dès le début de la révolution industrielle. Divers moyens ont été développés pour évaluer la toxicité des rejets. Il y a lieu de distinguer les évaluations conduites en laboratoire (bioessais, tests de toxicité) de celles qui consistent à étudier les organismes dans leur milieu (espèces indicatrices, indicateurs de communautés). Le terme « bioindicateur » désigne un organisme ou une espèce, animal ou végétal, dont les caractéristiques permettent de déterminer la nature de certains facteurs du milieu ou utilisé pour détecter ou mesurer l'importance de la pollution. Les paramètres utilisés sont basés sur des mesures biochimiques, physiologiques, morphologiques ou écologiques.

Une *espèce bioindicatrice* est une espèce sensible qui renseigne sur la qualité de l'environnement par sa présence, son absence ou son abondance.

Les *indicateurs de communauté* font eux référence à la composition structurale d'une communauté, ou plus précisément à un groupe taxinomique particulier, comme les macroinvertébrés.

Un bioindicateur doit avoir une grande répartition géographique, doit être relativement abondant et facile à échantillonner. De plus, il doit avoir une taille suffisante pour permettre des analyses chimiques justes, avoir un cycle de vie assez long et son âge doit pouvoir être facilement déterminé. Chez les macrophytes, la Vallisnérie américaine (*Vallisneria americana*) a démontré un certain potentiel comme espèce indicatrice de la contamination par les métaux traces dans le Saint-Laurent. Les concentrations de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans la partie verte de cette plante submergée ubiquiste (c'est-à-

dire que l'on rencontre dans des territoires étendus et variés), très répandue dans les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre, reflète la variation spatiale de la contamination environnante (Saint-Cyr *et al.*, 1992; Saint-Cyr et Campbell, 1994).

Des mollusques ont aussi été étudiés à l'égard de leur capacité à accumuler des contaminants de même qu'à refléter la contamination des sédiments. Des relations significatives ont été observées entre les concentrations de métaux traces dans les sédiments et dans la chair du gastéropode *Bithynia tentaculata* pour le Cr et le Fe (Flessas, 1994), et pour le Hg (Désy *et al.*, 1997). Des moules d'eau douce (*Elliptio complanata* et *Lampsilis radiata*) ont aussi été évaluées pour leur utilité en biomonitoring en étudiant l'influence du sexe (Metcalf-Smith, 1994), de l'âge et du taux de croissance (Metcalf-Smith *et al.*, 1996) sur la bioaccumulation des métaux traces.

Ces deux espèces de moules seraient également des bioindicateurs utiles pour la biosurveillance des contaminants organiques (Metcalf-Smith et Charlton, 1990), tout comme la Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) (Comba *et al.*, 1996). Un crustacé très répandu dans les herbiers submergés du Saint-Laurent, l'amphipode *Gammarus fasciatus*, a aussi été étudié pour sa capacité à refléter la contamination des sédiments par les métaux traces (Amyot *et al.*, 1994).

En ce qui a trait à l'utilisation des reptiles (Tortue serpentine, *Chelydra serpentina*) et des amphibiens (Necture tacheté, *Necturus maculosus*) comme bioindicateurs, les études devront être poussées plus loin pour statuer sur leur efficacité dans un programme de surveillance biologique sur le Saint-Laurent. Le Necture tacheté possède plusieurs traits d'un bon bioindicateur, mais on a observé une grande variabilité de la concentration des contaminants entre des individus d'un même site soumis aux mêmes conditions environnementales (Bonin *et al.*, 1995).

Bien que la contamination des animaux supérieurs résulte le plus souvent du transfert des contaminants d'un maillon de la chaîne alimentaire à l'autre, d'autres voies d'exposition sont possibles. Les grenailles de plomb dans les sédiments contaminent en effet plusieurs espèces de canards du Saint-Laurent. (Voir Complément d'information *Contamination de la sauvagine par les grenailles de plomb.*)

Complément d'information Contamination de la sauvagine par les grenailles de plomb

Pour la sauvagine et plusieurs autres espèces d'oiseaux, l'ingestion de grenailles de plomb est l'une des principales sources d'exposition au plomb et d'empoisonnement. Les grenailles de plomb déposées sur le sol et les sédiments d'un plan d'eau ne sont pas chimiquement ou environnementalement inertes et leur destruction requiert des dizaines, voire des centaines d'années.

Une étude réalisée en 1988-1989 indique que les populations de canards du Saint-Laurent, barboteurs et plongeurs, les plus contaminées par le plomb se retrouvent dans la région de Gaspé, Baie-Comeau et sur les rives de Cornwall à l'île d'Orléans (Dickson et Scheuhammer, 1993).

Les conséquences de la contamination par les grenailles de plomb ne se limitent pas seulement aux oiseaux qui en ingèrent. Elle frappe aussi les rapaces se nourrissant de proies contaminées par les grenailles de plomb. Au Canada et aux États-Unis, on a estimé des taux de mortalité de 10 à 15 p. 100 chez les individus immatures du Pygargue

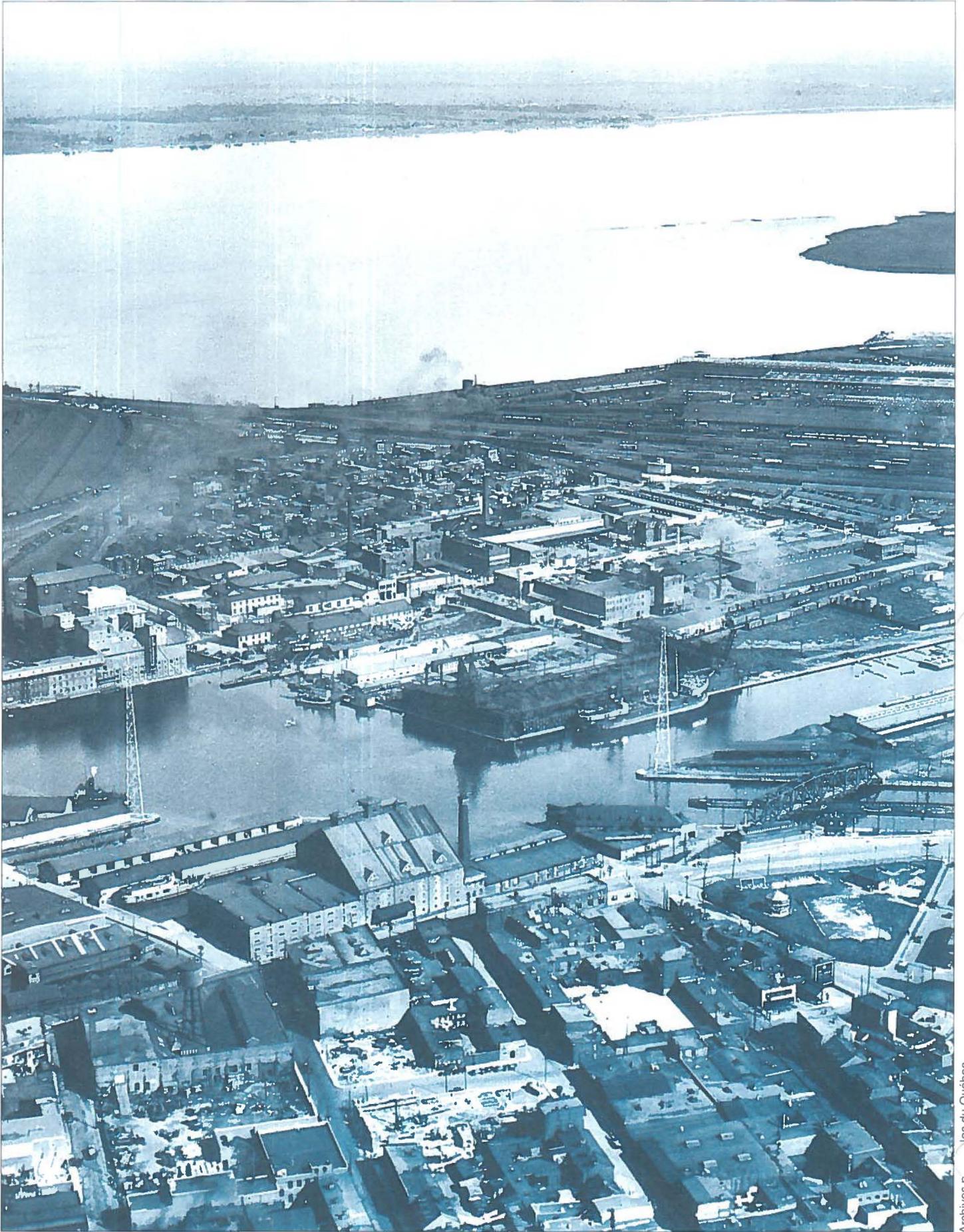
à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et de l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*) (Scheuhammer et Norris, 1996).

Il existe des alternatives à l'utilisation de ces grenailles toxiques, entre autres des grenailles en acier. Des grenailles fabriquées d'un mélange de bismuth et d'étain et des grenailles de zinc seraient aussi disponibles commercialement en Amérique du Nord (Scheuhammer et Norris, 1995). Les grenailles de bismuth-étain sont encore au stade d'essai, mais elles possèderaient les mêmes propriétés balistiques (trajectoire, vélocité, énergie) que les grenailles de plomb.

Puisque la plupart des oiseaux exposés à la contamination par les grenailles de plomb sont des espèces migratrices ignorant les frontières, l'utilisation des grenailles de plomb devrait faire l'objet d'une concertation internationale. Aux États-Unis, les grenailles de plomb sont actuellement bannies partout pour la chasse à la sauvagine. Au Canada, pareille mesure a pris effet en 1997 à l'intérieur d'une limite de 200 m de tout cours d'eau ou plan d'eau, mais cette interdiction s'étendra à tout le territoire en 1999. Au Mexique par contre, seul l'État du Yucatán a établi des zones de restriction.



Service canadien de la faune - Léo-Guy de Repentigny



Les secteurs contaminés du Saint-Laurent

La plupart des écosystèmes aquatiques de la biosphère sont soumis à des contaminants qui peuvent être transportés par l'eau, les organismes vivants et la circulation atmosphérique. Rares sont les endroits sur la planète où la composition physico-chimique des sédiments est identique à celle du milieu naturel. On n'a qu'à penser aux essais d'engins nucléaires qui libèrent des matières radioactives dans la haute atmosphère et qui retombent sur les régions arctiques, loin de leur point d'explosion. On parle de contamination des sédiments lorsque leur composition chimique naturelle est altérée par des apports anthropiques en éléments tels que les métaux lourds, des pesticides et autres composés organiques de synthèse. La différence entre la teneur observée dans les sédiments contaminés et la concentration naturelle représente donc l'enrichissement anthropique en contaminants.

Les sources de contamination

La contamination du Saint-Laurent est un phénomène complexe qui ne se limite pas uniquement aux sources limitrophes de contaminants. Outre les sources de contamination situées en bordure du Saint-Laurent, des

composés toxiques introduits par l'homme dans le bassin de drainage du fleuve et ailleurs dans la biosphère aboutissent dans le Saint-Laurent par le jeu du cycle de l'eau et(ou) la circulation atmosphérique. La figure 27 schématise les principaux points d'entrée des contaminants dans le Saint-Laurent. Ceux-ci ont été regroupés en quatre grandes catégories : les sources internes (ou locales), les eaux continentales, les eaux océaniques et les retombées atmosphériques.

Les sources internes ou locales regroupent les apports de contaminants provenant d'activités humaines qui se déroulent directement sur les rives du Saint-Laurent. Il s'agit, d'une part, de rejets directs d'effluents urbains, industriels et agricoles et de neige souillée; il y a d'autre part les sources diffuses telles que les dépotoirs riverains, l'agriculture, le transport maritime, les activités portuaires, le dragage et la mise en dépôt des matériaux dragués.

À la tête du fleuve Saint-Laurent, les eaux continentales représentent uniquement la masse d'eau des Grands Lacs qui fournit les trois cinquièmes du débit du fleuve mesuré à Québec. Tout au long de son cours, les sources internes de contamination et les eaux des tributaires, qui

Les zones portuaires de Montréal et Québec sont les plus fortement contaminées du Saint-Laurent. Depuis la mise en place de programmes de réductions des rejets toxiques, on constate une diminution graduelle des niveaux de contamination des sédiments du Saint-Laurent.

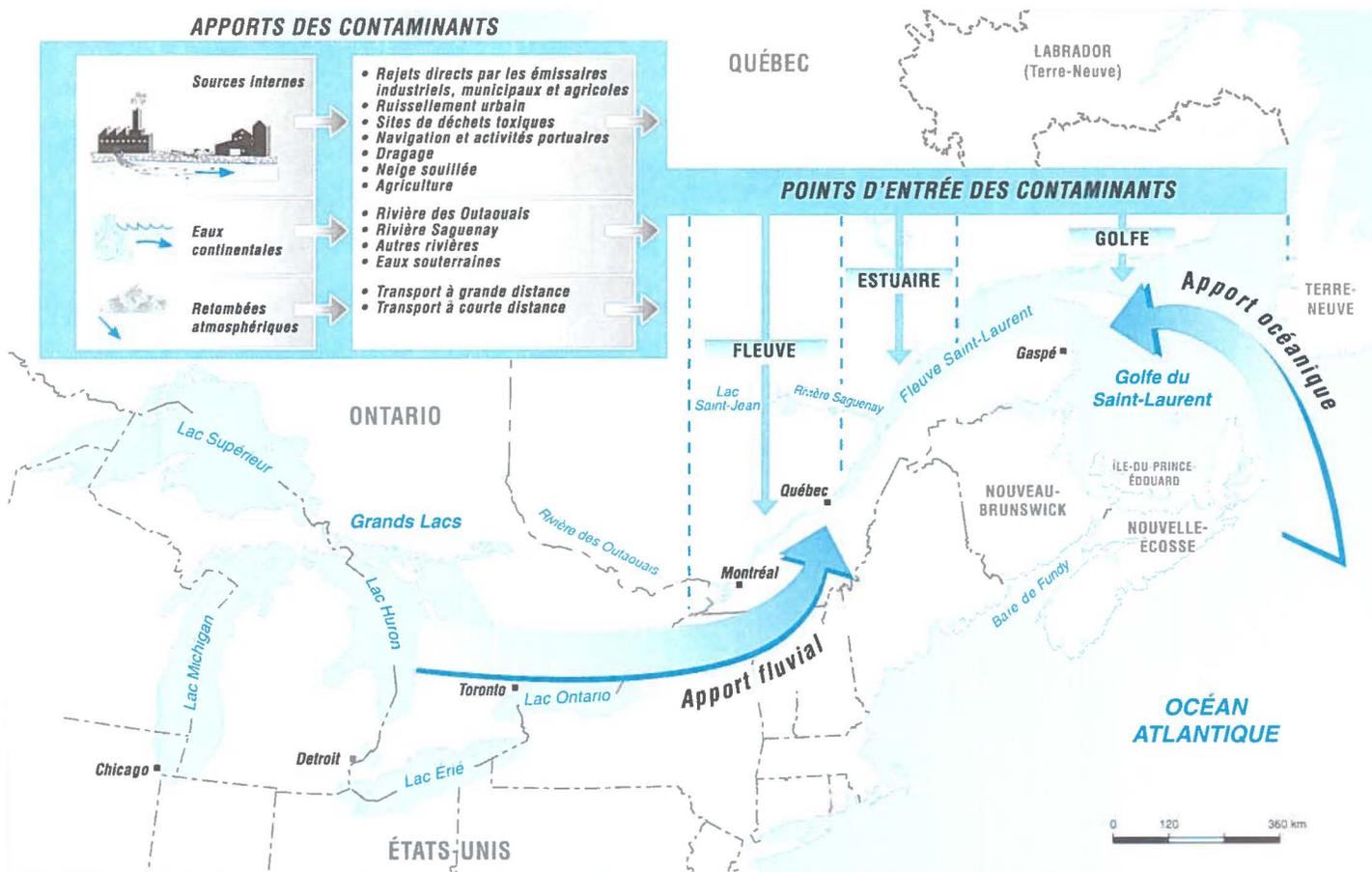


Figure 27 Principaux points d'entrée des contaminants dans le Saint-Laurent

peuvent être contaminées par les rejets dus aux sources ponctuelles et diffuses situées dans leur bassin de drainage, s'ajoutent aux apports de contaminants en provenance des Grands Lacs. En plus des rejets directs et diffus, les tributaires introduisent également dans le Saint-Laurent des substances toxiques provenant du transfert des contaminants de l'atmosphère vers les sols et les cours d'eau. À Québec, par exemple, la mention « apport fluvial » fait référence à tous les contaminants introduits par les eaux continentales provenant du bassin versant du fleuve Saint-Laurent.

Les eaux océaniques charrient vers l'estuaire, par le biais du golfe du Saint-Laurent, des contaminants qui sont introduits dans l'océan Atlantique par le transport à grande distance des aéropolluants (dépôts atmosphériques) et par les activités maritimes (déversements accidentels ou volontaires d'hydrocarbures).

Les sources atmosphériques correspondent aux retombées directes des

aéropolluants sur le Saint-Laurent. En plus des émissions à l'atmosphère de sources locales (par exemple les cheminées d'usines), les contaminants de sources éloignées introduits dans l'air (comme la combustion du charbon dans les centrales thermiques) peuvent être dispersés sur de grandes distances par la circulation atmosphérique et retomber sur le Saint-Laurent.

Comment établir la présence d'une contamination significative ?

En réalité, il n'est pas toujours possible de déterminer précisément l'importance relative de la contribution anthropique à la contamination des sédiments. En effet, la teneur en éléments chimiques présents naturellement dans l'environnement, tels que les métaux lourds et certains composés organiques (par exemple les HAP libérés par les feux de forêt), augmente proportionnellement avec le

contenu en argile des sédiments. De surcroît, la teneur naturelle, ou normale géochimique, peut varier en fonction de la géologie du bassin de drainage pour des sédiments de même texture.

Le nombre limité d'observations sur les teneurs mesurées dans les sédiments préindustriels du Saint-Laurent ne permet pas d'établir avec exactitude les relations entre le contenu en particules fines des sédiments et les teneurs naturelles en métaux lourds et en HAP. Ces relations auraient permis d'identifier avec une bonne certitude (au moyen de tests statistiques) des anomalies pouvant correspondre à des sédiments contaminés par l'activité humaine. De telles relations ont été établies pour les teneurs observées à plusieurs centaines de points d'échantillonnage des sédiments de fond de la mer de Beaufort (Arctique canadien). Les sédiments récents de cette mer proviennent principalement de l'érosion rapide de la côte et du bassin versant du fleuve Mackenzie qui coule sur des roches ignées et sédimentaires. Les

résultats des études de caractérisation des sédiments prélevés dans ce milieu éloigné des sources importantes de contamination montrent clairement un gradient croissant des teneurs en métaux lourds et en HAP avec l'augmentation du contenu en argile (Wainwright et Humphrey, 1988). À titre d'exemple, cette étude montre que des sédiments grossiers peuvent contenir aussi peu que 0,01 µg/g de mercure alors que des sédiments constitués uniquement d'argile peuvent en contenir plus de 0,1 µg/g, soit un facteur d'enrichissement naturel de 10. On observe également que les teneurs maximales en cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc et HAP trouvées dans les sédiments de cette mer arctique peu touchée par la contamination peuvent être jusqu'à deux fois et demi plus élevées que la concentration moyenne. Il faut donc en conclure que les teneurs des sédiments en métaux lourds et en HAP affichent une grande variabilité naturelle.

Dans le Saint-Laurent, on suppose que la teneur observée dans les sédiments fins datant du début du siècle, soit à l'aube de l'industrialisation du bassin versant, représente au mieux la teneur moyenne des sédiments exempts de contamination (voir l'exemple du mercure au tableau 5). On considère ici que les teneurs supérieures à deux fois et demi la valeur observée dans les sédiments préindustriels du Saint-Laurent ne peuvent pas être expliquées uniquement par des variations dans la texture des sédiments et(ou) dans la géologie. Une teneur dépassant ce seuil suppose des apports anthropiques relativement importants. Par conséquent, on juge que le seuil de contamination significative (SCS) est atteint lorsque les teneurs en contaminants dépassent les valeurs préindustrielles par un facteur de 2,5. L'annexe 4 présente les teneurs en métaux lourds et en HAP trouvées dans les sédiments préindustriels du Saint-Laurent. En ce qui concerne l'arsenic, une teneur naturelle de 8 µg/g (Quémerais, 1996) a été utilisée faute de données fiables sur le niveau préindustriel. (Voir Complément d'information *L'arsenic dans l'écosystème du Saint-Laurent*.)

Tableau 5 Critères de contamination versus critères de pollution des sédiments par le mercure

	Critères de contamination (µg/g)		Critères de pollution (µg/g)		
	TPI (FEA=1)	SCS (FEA=2,5)	SSE	SEM	SEN
Mer de Beaufort	0,05*	0,13**	s.o.	s.o.	s.o.
Fleuve Saint-Laurent	0,05	0,13	0,05	0,2	1,0
Estuaire et golfe du Saint-Laurent	0,03	0,08	0,05	0,2	1,0
Fjord du Saguenay	0,10	0,25	0,05	0,2	1,0

Sources : Tiré de sources multiples.

* Teneur moyenne (n = 431).

** Plus de 98 p. 100 des teneurs en mercure trouvées dans les sédiments de la mer de Beaufort sont inférieures à 0,13 µg/g.

TPI : Teneur préindustrielle.

FEA : Facteur d'enrichissement anthropique.

SSE : Seuil sans effet.

SEM : Seuil d'effets mineurs.

SEN : Seuil d'effets néfastes.

s.o. : Sans objet.

Comment juger de la pollution des sédiments ?

Les contaminants étant présents dans la plupart des composantes de l'écosystème, le défi consiste à établir le niveau de concentration d'une substance toxique qui peut causer des modifications néfastes pour le milieu naturel. On parle alors de pollution plutôt que de contamination des sédiments. Par exemple, l'air du quartier où nous vivons est contaminé par d'infimes quantités de substances chimiques (plomb, mercure, HAP, etc.); l'air sera considéré pollué lorsque le département de santé publique sera d'avis que la concentration des polluants a atteint un niveau nuisible à notre santé. Ainsi, le lit d'un cours d'eau peut être contaminé par une multitude de substances chimiques potentiellement nuisibles pour les organismes benthiques, mais il y aura pollution des sédiments lorsqu'il sera démontré que les polluants présents dans les sédiments sont nuisibles à l'intégrité des êtres vivants du fait de leur trop grande concentration. Ces modifications se traduisent le plus souvent par des effets délétères sur les organismes qui vivent dans ou à proximité des sédiments et qui en dépendent pour leur subsistance.

Dans les écosystèmes pollués, les critères de qualité sont des outils d'interprétation qui permettent de comparer la concentration d'un polluant (substances toxiques, bactéries, nutriments, etc.) à une valeur cible à ne pas dépasser afin de protéger les organismes vivants contre l'action perturbatrice de la pollution. On parle alors de *pollution appréhendée*. Les critères de qualité sont développés à partir de la meilleure information disponible jusqu'à présent sur les effets délétères liés à la présence de polluants dans le milieu. Ceux-ci devront donc faire l'objet d'ajustements périodiques afin de prendre en compte l'acquisition de nouvelles connaissances scientifiques, notamment dans le domaine des bioessais.

Au Québec, les critères de qualité développés conjointement par les gouvernements fédéral et provincial permettent de classer les sédiments selon trois niveaux de pollution appréhendée (tableau 5) (CSL et MENVIQ, 1992). Le premier, le seuil sans effet (SSE), correspond à la teneur naturelle d'une substance chimique dans les sédiments d'un site connu pour être exempt de contamination; à ce niveau, la présence de la substance n'entraîne aucun effet chronique ou aigu sur les organismes benthiques.

Complément d'information

L'arsenic dans l'écosystème du Saint-Laurent

Les apports anthropiques totaux en arsenic introduit dans l'environnement à l'échelle de la planète varient selon les estimations de quelques dizaines de milliers de tonnes à environ 100 000 tonnes par année. Les chiffres les plus conservateurs estiment la contribution relative des activités humaines à au moins deux fois la quantité naturelle produite par l'érosion des sols. Au Canada comme au Québec, l'industrie métallurgique était responsable de plus de 98 p. 100 des apports d'arsenic libéré dans l'environnement au cours des années 1980. Au Québec, la majeure partie de l'arsenic de sources industrielles provenait des procédés de raffinage du cuivre et du nickel. La combustion d'huiles lourdes et de charbon ainsi que l'usage d'herbicides arséniés constituaient des sources mineures (< 2 p. 100).

Nos gouvernements estiment que les composés inorganiques d'arsenic forment un groupe de substances très toxiques qui présentent un risque pour la santé, en particulier le trioxyde d'arsenic (As₂O₃). Les concentrations d'arsenic total trouvées dans les eaux du fleuve Saint-Laurent entre 1985 et 1990 montraient peu de variabilité spatiale et se situaient entre 0,2 et 2,5 µg/L. Les valeurs les plus élevées ont été obtenues dans les eaux sous l'influence de la zone portuaire de Montréal. La valeur médiane était de

Le deuxième, le seuil d'effets mineurs (SEM), est la teneur où l'on appréhende des effets sur certains organismes parmi les plus sensibles à la contamination; cette teneur est cependant tolérée par la majorité des organismes. Le troisième seuil est le seuil d'effets néfastes (SEN). On redoute que 90 p. 100 des organismes benthiques soient négativement affectés par la présence d'un polluant lorsque ce dernier seuil est dépassé.

0,6 µg/L, soit plus du quadruple du critère de qualité de l'eau (0,14 µg/L) visant à protéger la santé humaine contre l'ingestion d'organismes aquatiques contaminés par l'arsenic. Dans les sédiments des lacs fluviaux, les teneurs en arsenic total varient entre 0,3 et 11,1 µg/g, pour une moyenne de l'ordre de 3 µg/g. Les teneurs préindustrielles des sédiments du Saint-Laurent en arsenic sont mal connues, mais les valeurs obtenues dans les sédiments récents s'approchent de la normale géochimique (8 µg/g) pour ce type de sédiments. De plus, les concentrations ambiantes d'arsenic dans l'eau et les sédiments du fleuve Saint-Laurent sont comparables à celles observées dans les Grands Lacs.

Les zones portuaires de Montréal et de Québec, l'embouchure de la rivière Saint-Louis (Beauharnois) et le petit bassin de La Prairie montrent un niveau élevé de contamination du milieu récepteur par des rejets directs d'arsenic. Outre ces secteurs, existe-t-il un réel problème de pollution des sédiments par l'arsenic à l'échelle du fleuve Saint-Laurent ? Une étude d'Environnement Canada (Quémerais, 1996) rapporte que les teneurs en arsenic dans l'eau et les poissons du fleuve sont relativement élevées. Elle précise toutefois que les connaissances actuelles sur l'arsenic en eau douce, notamment sur les teneurs en phases dissoute et particulaire, sur la bioaccumulation et la spéciation de ce métalloïde, sont fragmentaires, et souligne l'importance d'obtenir plus d'informations sur le comportement et le devenir de l'arsenic dans le Saint-Laurent.

Les critères de qualité des sédiments tiennent compte essentiellement du niveau de tolérance des organismes benthiques exposés aux polluants. Ainsi, les critères permettent une appréciation du niveau de pollution des sédiments qui devra être confirmé par des tests de toxicité. L'annexe 3 présente les valeurs servant à fixer les seuils de contamination (SSE, SEM, SEN).

Comment évaluer l'importance de la contamination ?

L'importance de la contribution relative de l'activité humaine à la contamination des sédiments par des substances présentes naturellement dans l'environnement est souvent exprimée par un facteur d'enrichissement anthropique (FEA)². Pour les substances de synthèse introduites dans l'environnement par l'homme (par exemple les BPC), la teneur préindustrielle est remplacée par la valeur du SSE dans le calcul du FEA. Les valeurs des FEA calculées pour les couches les plus récentes de sédiments indiquent en somme le nombre de fois que la contamination dépasse le niveau naturel. Comme mentionné auparavant, on assume qu'une valeur du FEA de 2,5 représente un niveau de contamination voisin de la variabilité des teneurs naturelles (tableau 5). De manière générale, ce niveau d'enrichissement anthropique se situe près du seuil d'effets mineurs (SEM), degré de pollution à partir duquel on appréhende des effets préjudiciables à certains organismes benthiques parmi les plus sensibles à la présence de polluants.

Comment établir l'évolution historique de la contamination ?

Le carottage des couches récentes de sédiments permet de reconstruire l'historique de la contamination avec une bonne résolution temporelle si les carottes sont d'une longueur suffisante, si le taux de sédimentation est relativement élevé et qu'il est établi avec précision. L'étude de l'évolution temporelle d'un contaminant trouvé dans une séquence sédimentaire peu affectée par la bioturbation permet généralement de déterminer sa teneur préindustrielle, d'établir la géochronologie des apports et d'évaluer le niveau récent de la contamination. La distribution verticale des teneurs en contaminants mesurées dans les

2. (FEA = [contribution anthropique + teneur préindustrielle]/teneur préindustrielle).

carottes de sédiments est représentée au moyen des FEA afin de simplifier la présentation graphique des nombreuses données chimiques obtenues par carottage. Cette présentation standardisée des profils de concentrations donne un aperçu général des grandes tendances historiques en matière de contamination des sédiments du Saint-Laurent.

Comment représenter les secteurs contaminés du Saint-Laurent ?

L'impact des activités humaines sur les sédiments a été examiné pour les substances toxiques les plus répandues dans l'environnement et par conséquent, les mieux documentées dans le système du Saint-Laurent. Il s'agit de l'arsenic (As), du cadmium (Cd), du chrome (Cr), du cuivre (Cu), du mercure (Hg), du nickel (Ni), du plomb (Pb), du zinc (Zn), des HAP et des BPC. Depuis le milieu des années 1980, ces substances ont fait l'objet d'études de caractérisation qui permettent d'établir leur répartition spatiale dans la plupart des grandes zones d'accumulation de sédiments fins du Saint-Laurent. Après examen des résultats d'analyses chimiques des sédiments, on observe que le chrome et le nickel affichent des teneurs généralement inférieures au seuil de contamination significative (SCS). Par conséquent, ces deux métaux lourds n'ont pas été retenus dans le traitement des données. D'ailleurs, ces deux éléments ont fait l'objet de très peu d'études récentes relativement aux sédiments de l'estuaire et du golfe. Les HAP considérés dans le présent rapport sont au nombre de sept³; il s'agit de ceux pour lesquels les gouvernements ont retenu un critère de qualité pour le seuil d'effets néfastes. Les concentrations de BPC proviennent de la sommation des résultats de l'analyse de plusieurs congénères (différentes molécules de synthèse) dont le nombre peut varier d'une étude à l'autre.

La méthode utilisée pour simplifier la présentation de données provenant

3. Cinq composés lourds : benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, chrysène, fluoranthène et pyrène, et deux légers : naphthalène et phénanthrène.

de différentes sources comporte trois types d'analyse : la répartition spatiale de la contamination, le degré de la contamination et les effets appréhendés sur les organismes benthiques. En premier lieu, la distribution géographique des sédiments contaminés dans un secteur du fleuve (par exemple le lac Saint-François) est établie en dressant la carte des zones qui sont contaminées par au moins un contaminant métallique, ou une substance organique, à un niveau qui dépasse le seuil de contamination significative (SCS). Ces cartes sont donc basées sur les prémisses que le SCS tient compte, d'une part, des variations naturelles dans la composition chimique des sédiments et suppose, d'autre part, des apports anthropiques de contaminants relativement importants. Pour chacun des contaminants retenus (par exemple le mercure), le pourcentage de stations où le contaminant dépasse le SCS par rapport au nombre total de points échantillonnés fournit un aperçu général de l'étendue de la contamination par cette substance.

En deuxième lieu, l'intensité de la contamination est établie en calculant le FEA correspondant à la teneur maximale mesurée pour chacun des contaminants trouvés dans un secteur donné (par exemple le lac Saint-François).

En troisième lieu, le potentiel de risque pour la santé des organismes benthiques lié à la présence de trop grandes concentrations de contaminants est jugé élevé lorsque la teneur d'un polluant dépasse le SEN dans une zone d'accumulation de sédiments contaminés. À l'exception du mercure, les critères de qualité des sédiments ont été établis pour la phase extractible des métaux puisqu'on assume que celle-ci forme la majeure partie de la concentration totale dans les zones fortement contaminées (comme les secteurs portuaires, les points de rejets municipaux et industriels). Cependant, dans la plupart des évaluations de la contamination des sédiments du Saint-Laurent, la concentration d'un contaminant est déterminée pour la fraction totale des métaux présents. Les résultats de l'analyse de la fraction totale des métaux incluent non seulement des ions potentiel-

lement contaminants pour le milieu, c'est-à-dire la fraction extractible (ions échangeables, ions adsorbés aux particules et ions sous forme de carbonate et d'oxyde), mais aussi des ions présents sous la forme lithogénique dont le potentiel de biodisponibilité est très faible. Ainsi, les critères de qualité des sédiments ne peuvent pas être appliqués directement aux sédiments du Saint-Laurent, sauf au lac Saint-François où les fractions extractibles et totales ont été analysées, car l'utilisation des concentrations totales pour leur comparaison avec les critères de qualité surestime généralement le degré de contamination des sédiments du fleuve. Par contre, les teneurs mesurées dans les secteurs portuaires du fleuve Saint-Laurent représentent la concentration extractible des métaux et ne posent donc pas de difficultés d'application des critères.

Les données sur la contamination des sédiments utilisées pour le fleuve proviennent de plusieurs campagnes d'échantillonnage menées depuis le milieu des années 1980 dans les secteurs lacustres et les bassins portuaires, reconnus auparavant comme des zones d'accumulation de sédiments contaminés. En effet, les études sur les sédiments de fond, menées de 1972 à 1976 dans le cadre des travaux du Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, avaient permis de localiser ces zones historiquement contaminées. Il s'agit, d'une part, de tronçons lacustres formés par les lacs Saint-François, Saint-Louis, Saint-Pierre et le petit bassin de La Prairie, et d'autre part, des zones portuaires de Montréal, Trois-Rivières et Québec. Les données historiques recueillies de 1972 à 1976 ne se prêtent pas à l'analyse de la contamination des sédiments récents. La cartographie des secteurs contaminés se limite plutôt aux études sectorielles menées depuis 1984 dans les zones d'accumulation de sédiments contaminés identifiées antérieurement. Les données récentes sont fiables et fournissent une couverture spatiale adéquate pour la cartographie de la plupart des secteurs contaminés du fleuve Saint-Laurent. (Les données utilisées pour la cartographie des secteurs contaminés sont présentées à l'annexe 5.)

Dans les secteurs estuariens et marins, les données historiques recueillies au début des années 1970 lors d'un levé régional couvrant l'estuaire, le golfe et le Saguenay ont permis de circonscrire les grandes régions d'accumulation de sédiments contaminés qui ont fait l'objet d'études ultérieures. Mis à part le moyen estuaire, la description de la contamination des sédiments marins est basée principalement sur les résultats d'une série de carottages effectués dans l'axe du chenal Laurentien et dans le fjord du Saguenay au cours des années 1980 et 1990. Les données utilisées pour le moyen estuaire sont celles recueillies lors d'un levé régional réalisé en 1989-1990 sur 200 sites d'échantillonnage de sédiments de fond (Coakley et Poulton, 1993).

Secteurs contaminés du fleuve Saint-Laurent

En supposant que le régime hydrodynamique du fleuve Saint-Laurent ait peu changé au cours de la dernière décennie, la répartition géographique des zones d'accumulation de sédiments fins potentiellement contaminés devrait être sensiblement la même durant cette période. Seul le degré de contamination des sédiments a pu régresser suite aux efforts d'assainissement réalisés dans le bassin versant du fleuve depuis la période d'échantillonnage. Dans les zones de sédimentation permanente, les anciens sédiments contaminés peuvent avoir été recouverts graduellement par des sédiments de texture semblable mais de meilleure qualité. Dans des zones de sédimentation temporaire, les sédiments contaminés sont périodiquement remis en suspension par les crues, les vagues de tempête, etc., pour se déposer à nouveau dans d'autres bassins plus en aval, ou finalement atteindre la mer, avant d'être remplacés par des sédiments moins contaminés.

Lac Saint-François

Les substances toxiques introduites dans le lac Saint-François proviennent de trois principales sources, soit, dans un ordre décroissant d'importance, les apports combinés des Grands Lacs et ceux de la section

internationale du fleuve, les rivières et les effluents municipaux (Fortin *et al.*, 1994a). La seule municipalité importante de la région est la ville de Cornwall située à la tête du lac Saint-François. Aucune industrie importante n'est implantée directement en bordure du lac. Cependant, plusieurs industries situées dans la région de Cornwall-Massena ont contribué à la contamination historique du lac Saint-François en rejetant plusieurs substances toxiques telles que le cadmium, le cuivre, le plomb, le mercure, le zinc, des HAP et des BPC.

Du point de vue de la contamination des sédiments, le lac Saint-François se divise en trois grandes régions : a) les secteurs au nord de la voie maritime contaminés par les métaux lourds, en particulier le mercure; b) les secteurs au sud de la voie maritime également contaminés par les métaux lourds, mais surtout par les BPC; c) la partie centrale du lac empruntée par la voie maritime, là où on note une absence de contamination significative. Dans la partie deltaïque du lac, les secteurs contaminés correspondent dans l'ensemble à des zones lenticulaires regroupant les hauts-fonds, là où la sédimentation temporaire des particules fines est contrôlée par la croissance (sédimentation) et la sénescence (remise en suspension) des herbiers de macrophytes. Dans le bassin de Lancaster et les autres bassins profonds de la partie lacustre, soit les bassins de Saint-Zotique et du Grenadier, l'épaisseur et la texture des sédiments contaminés indiquent qu'il s'agit surtout de zones d'accumulation sur une longue période.

La contamination des sédiments du lac Saint-François, observée à la fin des années 1980, dépassait fréquemment le SCS pour le cadmium, le mercure, le zinc et les BPC (tableau 6). L'étendue de la contamination couvrait alors de grandes superficies du lac puisque les teneurs en cadmium et en mercure excédaient le SCS dans près de la moitié des sites visités (tableau 6).

Les teneurs maximales en mercure et en BPC donnaient des facteurs d'enrichissement anthropique (FEA) supérieurs à 13. Les teneurs maximales

en mercure ont été enregistrées dans le bassin de Lancaster, quoique de fortes concentrations aient été également trouvées dans le bassin de Saint-Zotique. En plus des apports fluviaux, ce patron de contamination suggère la présence d'une source historique de mercure sur la rive ontarienne (une usine de chlore et de soude caustique à Cornwall fermée en 1994). Par ailleurs, la contamination par les BPC était présente dans tous les secteurs contaminés délimités le long de la rive sud, en particulier dans le secteur de l'île Christatie. Ces secteurs sont soumis à l'influence des sources historiques de BPC identifiées dans la région de Massena. En dépit de l'étendue des secteurs contaminés du lac Saint-François, le niveau de pollution appréhendée est partout inférieur au SEN (tableau 6).

Une carotte de sédiments prélevée en 1992 dans le bassin de Saint-Zotique montre que la contamination par les métaux lourds a atteint un maximum entre 1960 et 1970, pour diminuer considérablement entre 1970 et 1992 (figure 28A). À la surface, le niveau de contamination par le plomb, le cuivre et le zinc s'approche du SCS alors que celui du cadmium demeure quatre à six fois plus élevé que le niveau préindustriel. La contamination par les substances organiques, dont les BPC, a diminué également entre le milieu des années 1960 et le début des années 1980 (Carignan *et al.*, 1994). Entre 1979 à 1989, on note une diminution de 89 p. 100 des concentrations moyennes de BPC dans les sédiments du lac Saint-François, et de 34 p. 100 en ce qui concerne le mercure (Lorrain *et al.*, 1993).

Lac Saint-Louis

Les contaminants trouvés dans les sédiments du lac Saint-Louis proviennent de quatre sources principales reconnues : l'apport fluvial, les tributaires, notamment les rivières des Outaouais, Saint-Louis et Châteauguay, les rejets industriels et les effluents municipaux (Fortin *et al.*, 1994b). En plus de ces sources ponctuelles, les retombées atmosphériques directes et les sites de déchets dangereux des secteurs industriels de Beauharnois constituent des sources potentielles de contamination diffuse.

Tableau 6 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au lac Saint-François en 1989

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Arsenic	20,0	1	17,0	0	1,1	Île Christatie
Cadmium	0,50	51,5 ²	3,0	0	6,2	Rivière Raquette
Cuivre	50,00	6,1	86,0	0	3,4	Île Christatie
Mercure	0,13	50,0	1,0	0	13,2	Bassin de Lancaster
Plomb	50,00	3,0	170,0	0	3,2	Île Christatie
Zinc	200,00	24,2	540,0	0	7,5	Bassin de Lancaster
HAP ¹	1,47	1,5	3	0 ⁴	2,8	Rivière Raquette
BPC	0,05	24,2	5	0	13,5	Île Christatie

Sources : Données inédites du Centre Saint-Laurent (As, Cd, Cu, Pb, Zn, HAP); Lorrain *et al.*, 1993 (Hg, BPC).

1. Somme des 7 HAP pour lesquels un SEN a été établi (voir l'annexe 3).
2. Le test de dépassement du SCS a été appliqué aux teneurs extractibles faute de données sur le cadmium total. Par conséquent, la contamination peut être légèrement sous-évaluée pour le cadmium.
3. Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
4. Pourcentage des stations où au moins 1 des 7 HAP > SEN.
5. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).

Les secteurs contaminés se répartissent le long des deux rives du lac Saint-Louis. Tous ces secteurs sont contaminés par les métaux lourds et les BPC. Contrairement au lac Saint-François, le lac Saint-Louis est marqué par l'empreinte d'importantes sources locales de contamination. La contamination ambiante observée dans la partie nord du lac et dans le bassin au sud de l'île Perrot représente l'apport diffus en provenance du fleuve et de la rivière des Outaouais (Fortin *et al.*, 1994b). Dans les secteurs jouxtant les zones industrielles tels que l'embouchure de la rivière Saint-Louis, la région au sud des îles de la Paix et l'embouchure du ruisseau Bouchard, la contamination de sources locales s'ajoute au niveau de base pour atteindre un niveau très élevé.

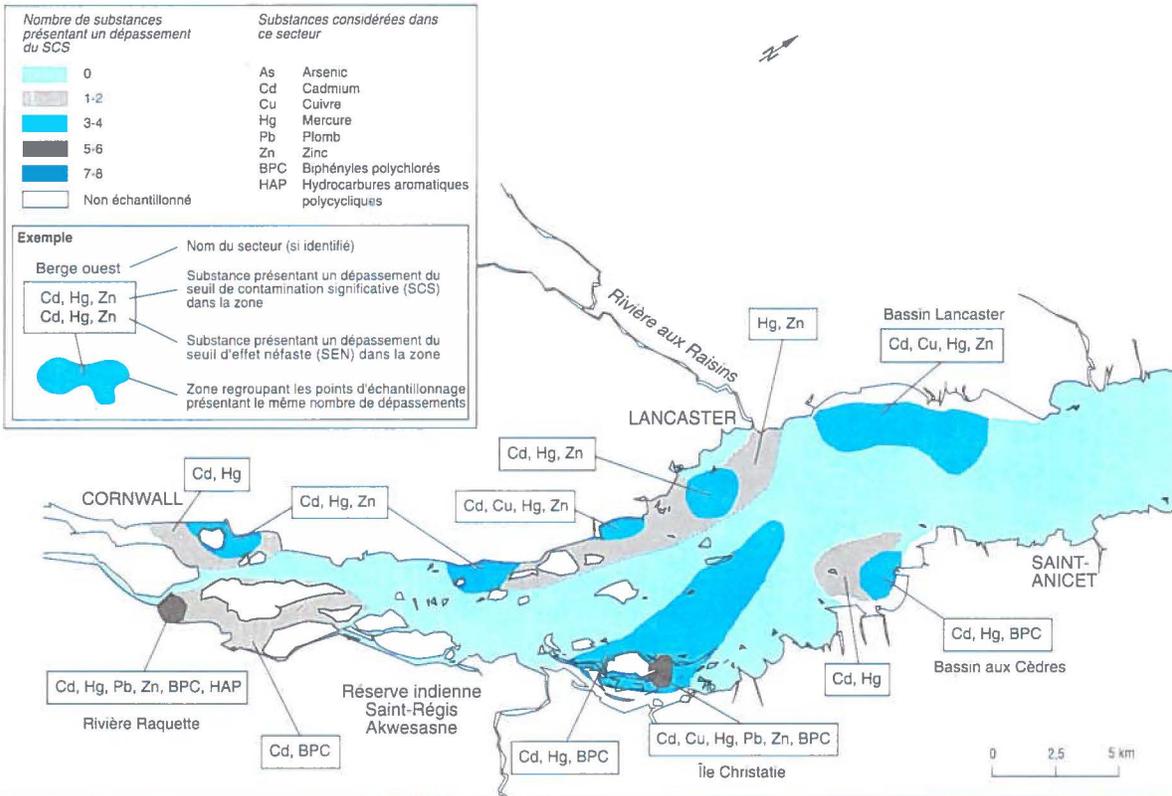
Au milieu des années 1980, le secteur le plus contaminé du lac Saint-Louis se trouvait à l'embouchure de la rivière Saint-Louis. À cet endroit, les teneurs maximales en mercure et en cadmium atteignaient respectivement 698 et 93 fois les valeurs préindustrielles (tableau 7). Le niveau de

contamination par le mercure est également très élevé au sud des îles de la Paix. Le niveau de pollution appréhendée par le mercure dépassait le SEN dans la région de l'embouchure de la rivière Saint-Louis et au sud des îles de la Paix. La forte contamination de ces deux secteurs par le mercure aurait été causée en grande partie par les rejets directs et diffus de mercure provenant du secteur industriel de Beauharnois. Les principales sources historiques de mercure sont les rejets d'une usine de chlore et de soude caustique qui étaient déversés dans la rivière Saint-Louis, ainsi qu'un site riverain d'élimination de boues de mercure (Fortin *et al.*, 1994b). Au lac Saint-Louis, les valeurs maximales du FEA pour le cuivre (7,7), le plomb (9,2) et les BPC (33,0) ont été trouvées à l'embouchure du ruisseau Bouchard (tableau 7). Ce ruisseau urbain draine l'aéroport de Dorval et le secteur industriel au nord-est de la Ville de Dorval.

Un carottage effectué dans la partie nord du lac Saint-Louis (figure 28B) montre que la contamination par le

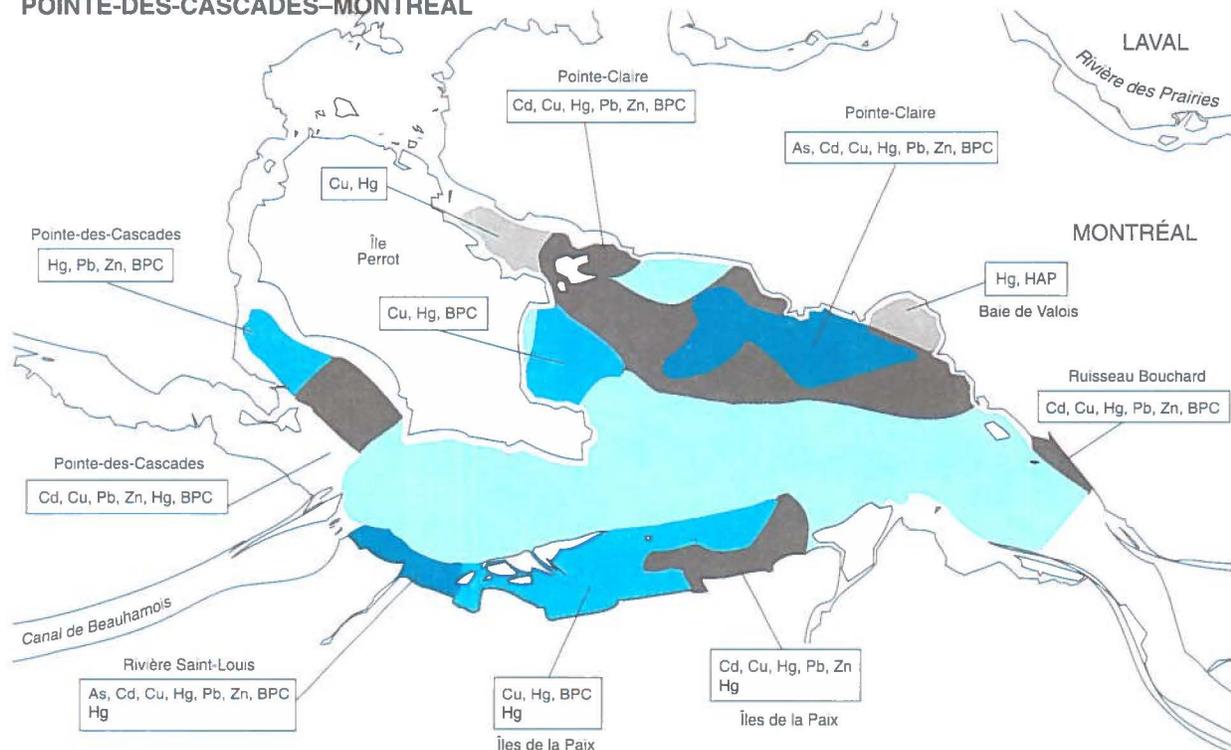
mercure a augmenté jusqu'à la fin des années 1970; l'allure du profil montre une diminution durant les années 1980 pour atteindre des valeurs du FEA de 6 à 8 à la fin de la décennie 1980. Il y a lieu de noter que les rejets de mercure de la région de Beauharnois ne parviennent pas à ce secteur du lac en raison de la barrière hydrodynamique (mur d'eau) créée par les forts courants présents dans la voie maritime. Une carotte de sédiments obtenue au sud de l'île Perrot (figure 28C), secteur sous l'influence des eaux du fleuve qui s'écoulent par le canal de Beauharnois, montre une augmentation de la contamination par le cadmium et le zinc au début des années 1960, suivie d'une baisse du niveau de contamination depuis le tournant des années 1970. Ces contaminations sont concomitantes aux rejets directs de cadmium et de zinc présents dans les effluents d'une importante entreprise de métallurgie évacués depuis 1963 dans le canal de Beauharnois (Malo et Gouin, 1977).

CORNWALL-POINTE-DES-CASCADES



Source : Centre Saint-Laurent, 1989.

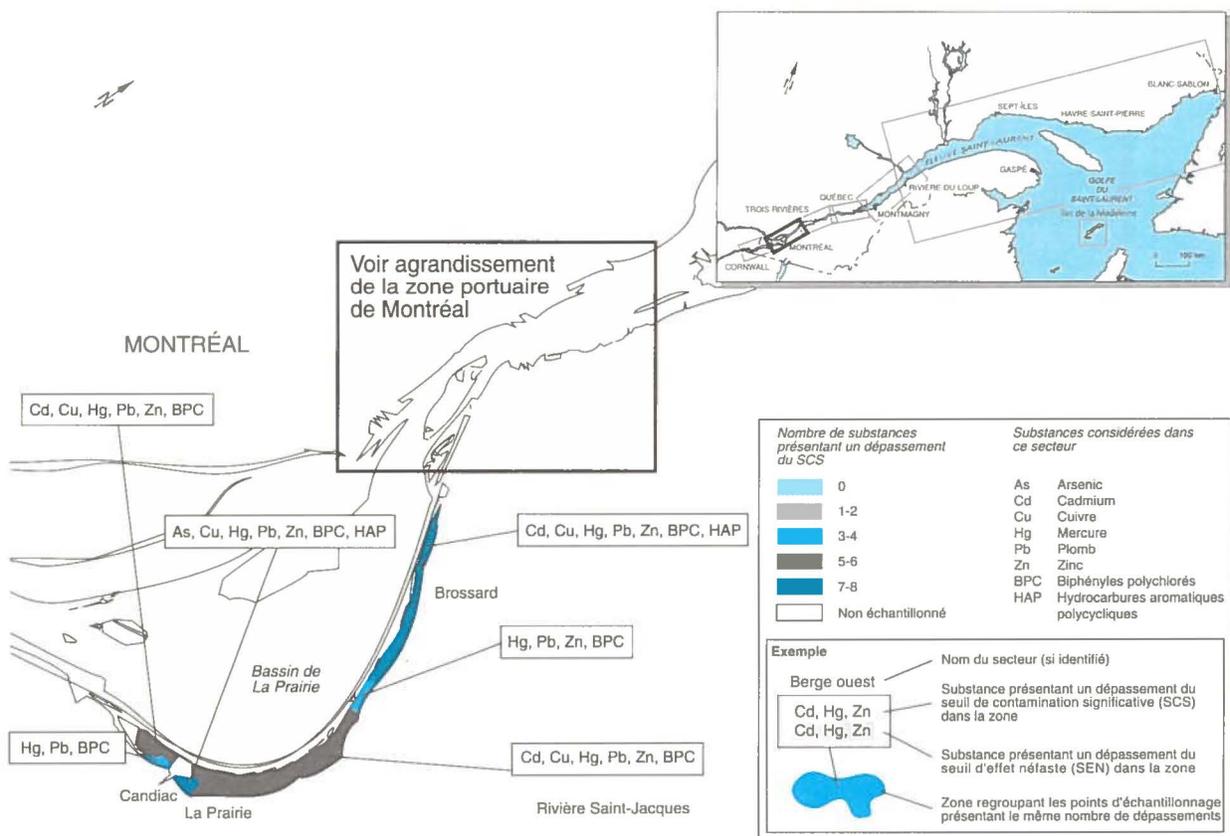
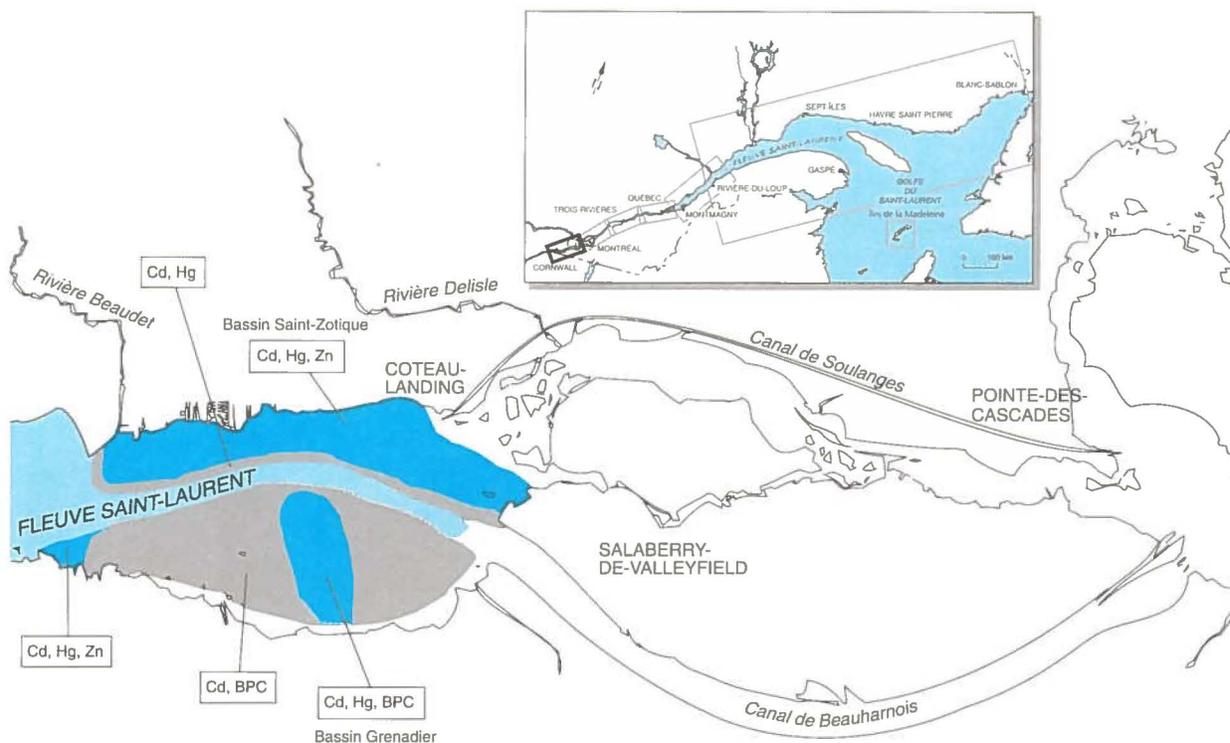
POINTE-DES-CASCADES-MONTRÉAL



En l'absence de données détaillées sur le chenal de navigation, la cartographie des secteurs contaminés suppose une absence de contamination significative dans le chenal de navigation en raison de la force du courant et de la texture grossière (sable et gravier) des sédiments.

Sources : Champoux et Sloterdijk, 1988 (lac Saint-Louis); Hardy et al., 1991a (bassin de La Prairie).

Le Saint-Laurent : localisation des zones contaminées

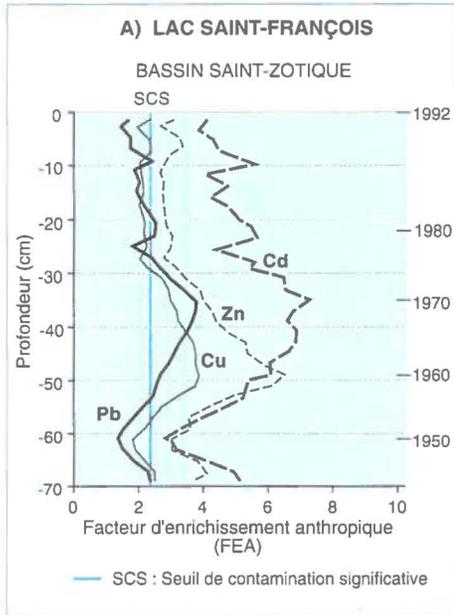


Petit bassin de La Prairie

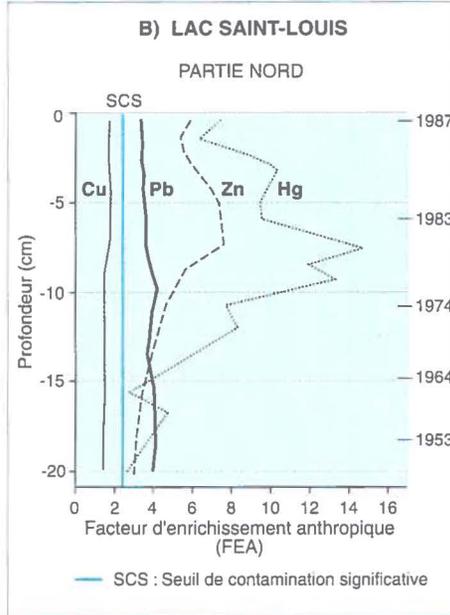
Le petit bassin de La Prairie a été isolé du grand bassin de La Prairie par une digue érigée lors de la construction de la Voie maritime du Saint-Laurent. Délimité en amont et en aval

par deux écluses, le petit bassin de La Prairie forme un piège à sédiments entre le chapelet d'îles artificielles bordant la Voie maritime du Saint-Laurent et la rive sud. Les contaminants y parviennent via quatre sources majeures reconnues : l'apport

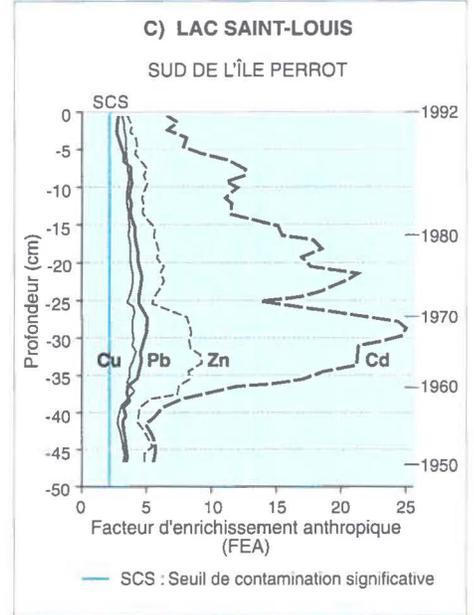
fluvial à l'exutoire du lac Saint-Louis, ses trois affluents (les rivières de la Tortue, Saint-Régis et Saint-Jacques), ainsi que par les rejets directs des effluents industriels et urbains (Fortin *et al.*, 1997).



Source : Adapté de Carignan *et al.*, 1993.



Source : Rukavina *et al.*, 1990.



Source : Adapté de Carignan *et al.*, 1993.

Figure 28 Évolution de la contamination des sédiments aux lacs Saint-François et Saint-Louis

Tableau 7 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au lac Saint-Louis en 1984 et 1985

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Arsenic	20,0	3,0	17,0	n.a.	4,1	Pointe-Claire
Cadmium	0,38	81,0	3,0	n.a.	93,3	Rivière Saint-Louis
Cuivre	42,50	28,8	86,0	n.a.	7,7	Ruisseau Bouchard
Mercure	0,13	71,2	1,0	17,0	698,0	Rivière Saint-Louis
Plomb	37,50	35,8	170,0	n.a.	9,2	Ruisseau Bouchard
Zinc	195,00	37,3	540,0	n.a.	8,8	Rivière Saint-Louis
HAP ¹	1,47	5,9	2	0 ³	2,7	Baie de Valois
BPC	0,05	44,8	4	0	33,0	Ruisseau Bouchard

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de Champoux et Sloterdijk, 1988.

- Somme des 7 HAP pour lesquels un SEN a été établi (voir l'annexe 3).
 - Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
 - Pourcentage des stations où au moins 1 des 7 HAP > SEN.
 - Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).
- n.a. : Le test de dépassement du SEN n'a pas été appliqué faute de données sur la concentration extractible.

En 1987, les sédiments de fond du petit bassin de La Prairie étaient contaminés par les métaux lourds, l'arsenic, les BPC et les HAP. La contamination s'étendait à la grandeur du bassin car les teneurs en mercure et en plomb dépassaient le SCS à tous les points d'échantillonnage, et les dépassements étaient très fréquents pour le cuivre, le zinc et les BPC (tableau 8). Bien que la contamination par les BPC soit omniprésente à proximité de l'ancien émissaire de la ville de Candiac, où le FEA atteint une valeur de 127, le risque de pollution appréhendée n'atteint pas le niveau du SEN. Cette situation résulte de la faible biodisponibilité des BPC en raison des teneurs élevées en matière organique observées dans les sédiments. Comme plus de 95 p. 100 du débit liquide du petit bassin de La Prairie provient de la masse d'eau baignant les secteurs contaminés du sud du lac Saint-Louis, il est probable que l'apport fluvial soit responsable de la contamination de base observée à la grandeur du bassin. À ces apports s'ajoutent ceux des trois rivières drainant des secteurs industriels, des sols contaminés et des territoires agricoles, de même que les rejets directs par les nombreux émissaires municipaux. Jusqu'en 1990,

des effluents industriels et urbains auxquels aucun traitement adéquat n'avait été appliqué étaient évacués dans le petit bassin de La Prairie par l'ancien émissaire de Candiac.

Lac Saint-Pierre

En 1986, le lac Saint-Pierre a fait l'objet d'une étude de caractérisation des sédiments qui couvrait le delta de Sorel et le secteur du lac au nord du chenal de navigation. La partie sud du lac n'a pas été échantillonnée en raison des risques inhérents à la présence d'un champ d'exercices de tir militaire. Outre les apports fluviaux qui intègrent ceux de la grande région de Montréal, on note plusieurs sources locales de contamination : l'industrie lourde implantée dans le secteur de Sorel-Tracy et plusieurs grands tributaires à vocation largement agricole, dont les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François, sur la rive sud (Sylvestre *et al.*, 1992).

Le delta de Sorel et la partie amont du lac Saint-Pierre montraient en 1986 un niveau de contamination des sédiments par le cuivre, le mercure, le plomb, le zinc, les BPC et les HAP qui dépassait le SCS à plusieurs endroits (tableau 9). Dans le chenal du Moine,

le FEA calculé pour les BPC analysés en 1986 atteignait une valeur de 15,5 alors que le niveau de contamination par le cuivre et le plomb était plus du septuple de la valeur préindustrielle (tableau 9).

Historiquement, la masse d'eau qui coule par le chenal du Moine a été sous l'influence de la rivière Richelieu et des rejets directs dus aux effluents urbains et industriels de la région de Sorel-Tracy. Les industries métallurgiques et de fabrication de pigments de titane établies dans cette région sont reconnues pour leurs rejets historiques de grandes quantités de substances toxiques dont le cuivre, le zinc et le plomb. Il y a lieu de noter que les rejets provenant de la région industrielle de Sorel-Tracy ne peuvent traverser la barrière d'eau formée par le chenal de navigation et atteindre les zones du delta de Sorel et du lac Saint-Pierre situées au nord de ce chenal. Les sédiments contaminés trouvés dans ces zones proviendraient essentiellement des apports fluviaux transportés par les masses d'eau du fleuve et des rivières des Outaouais et L'Assomption. Le delta de Sorel présente des conditions propices à l'accumulation des substances toxiques pour de longues périodes

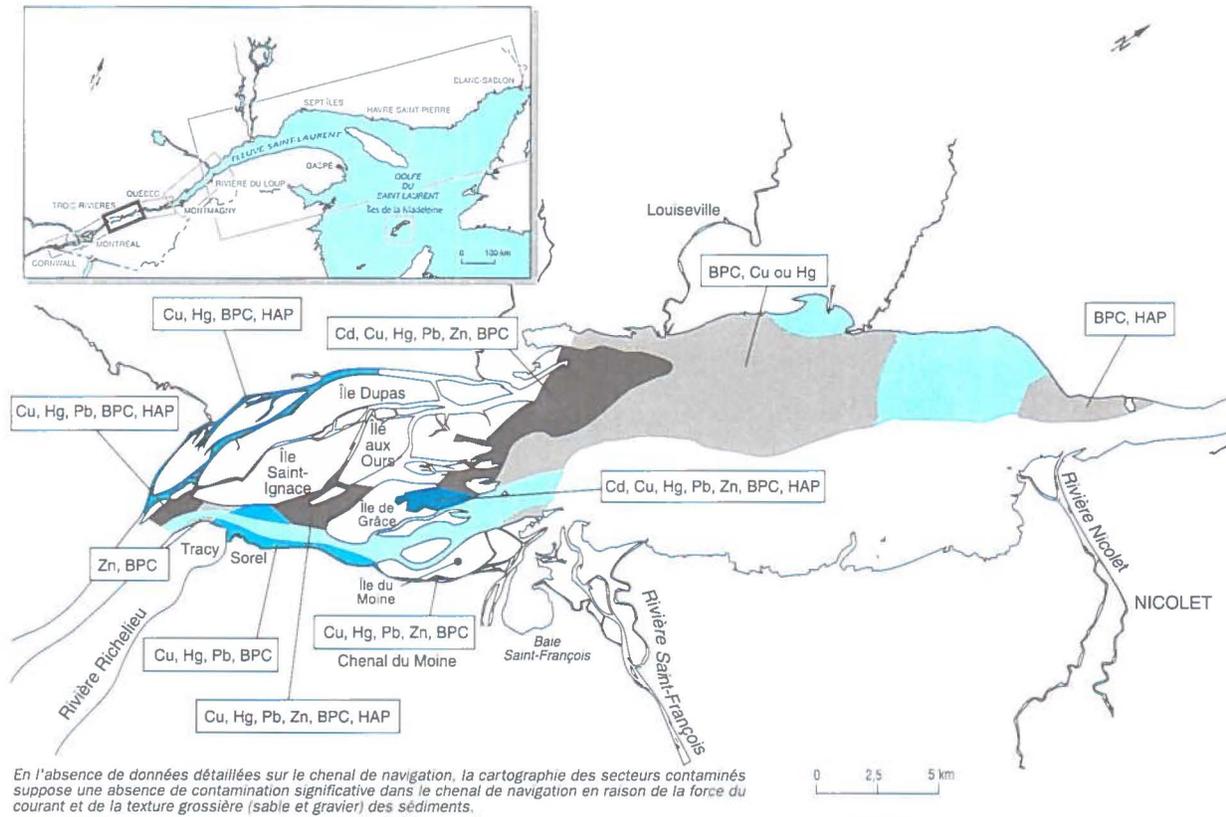
Tableau 8 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au petit bassin de La Prairie en 1987

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Arsenic	20,0	5,6	17,0	n.a.	3,4	Candiac
Cadmium	1,00 ¹	38,9	3,0	n.a.	11,3	Amont
Cuivre	42,50	88,0	86,0	n.a.	4,6	Laprairie
Mercure	0,13	100,0	1,0	0	10,0	Amont
Plomb	37,50	100,0	170,0	n.a.	19,7	Amont
Zinc	195,00	88,8	540,0	n.a.	11,8	Candiac
HAP ²	1,01	11,1	3	0 ⁴	3,3	Candiac
BPC	0,05	100,0	5	0	127,5	Candiac

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de Hardy *et al.*, 1991b.

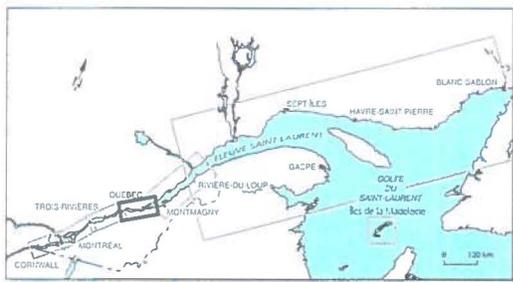
1. Limite de détection analytique.
 2. Somme de 4 HAP (phénanthrène, benzo(a)pyrène, fluoranthène et pyrène).
 3. Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
 4. Pourcentage des stations où au moins 1 des 4 HAP > SEN.
 5. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).
- n.a. : Le test de dépassement du SEN n'a pas été appliqué faute de données sur la concentration extractible.

SOREL-DESCHAMBAULT



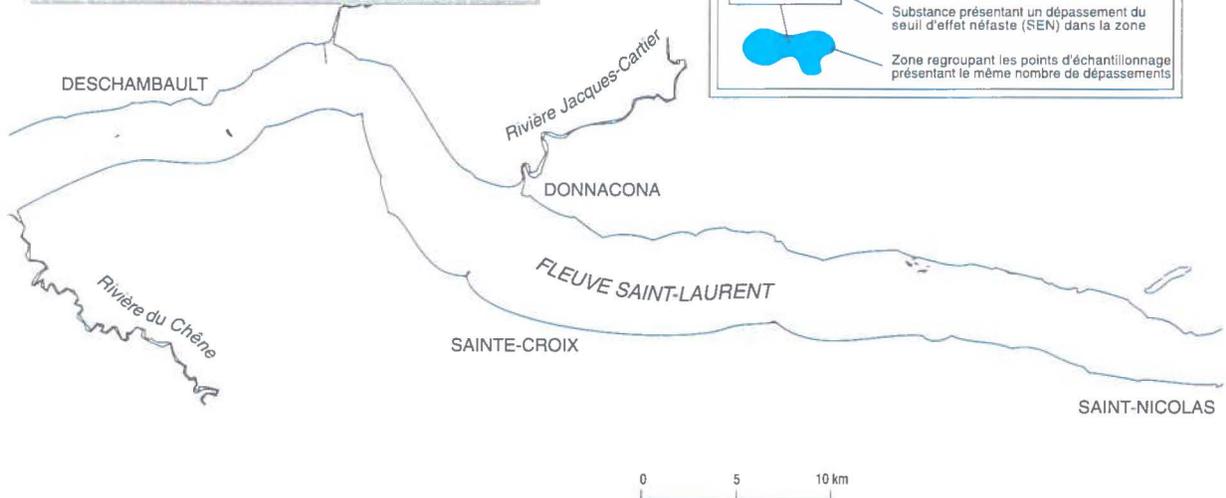
Sources : Hardy et al., 1991a; GDG Environnement Limitée, 1993.

DESCHAMBAULT-BEAUPRÉ



Nombre de substances présentant un dépassement du SCS	Substances considérées dans ce secteur
0	As Arsenic
1-2	Cd Cadmium
3-4	Cu Cuivre
5-6	Hg Mercure
7-8	Pb Plomb
	Zn Zinc
	BPC Biphényles polychlorés
	HAP Hydrocarbures aromatiques polycycliques
	Non échantillonné

Exemple	
Berge ouest	Nom du secteur (si identifié)
Cd, Hg, Zn	Substance présentant un dépassement du seuil de contamination significative (SCS) dans la zone
Cd, Hg, Zn	Substance présentant un dépassement du seuil d'effet néfaste (SEN) dans la zone
[Zone colorée]	Zone regroupant les points d'échantillonnage présentant le même nombre de dépassements



Sources : PROCÉAN, 1990 (zone portuaire de Québec); Coakley et Poulton, 1993 (moyen estuaire).

Le Saint-Laurent : localisation des zones contaminées (suite)

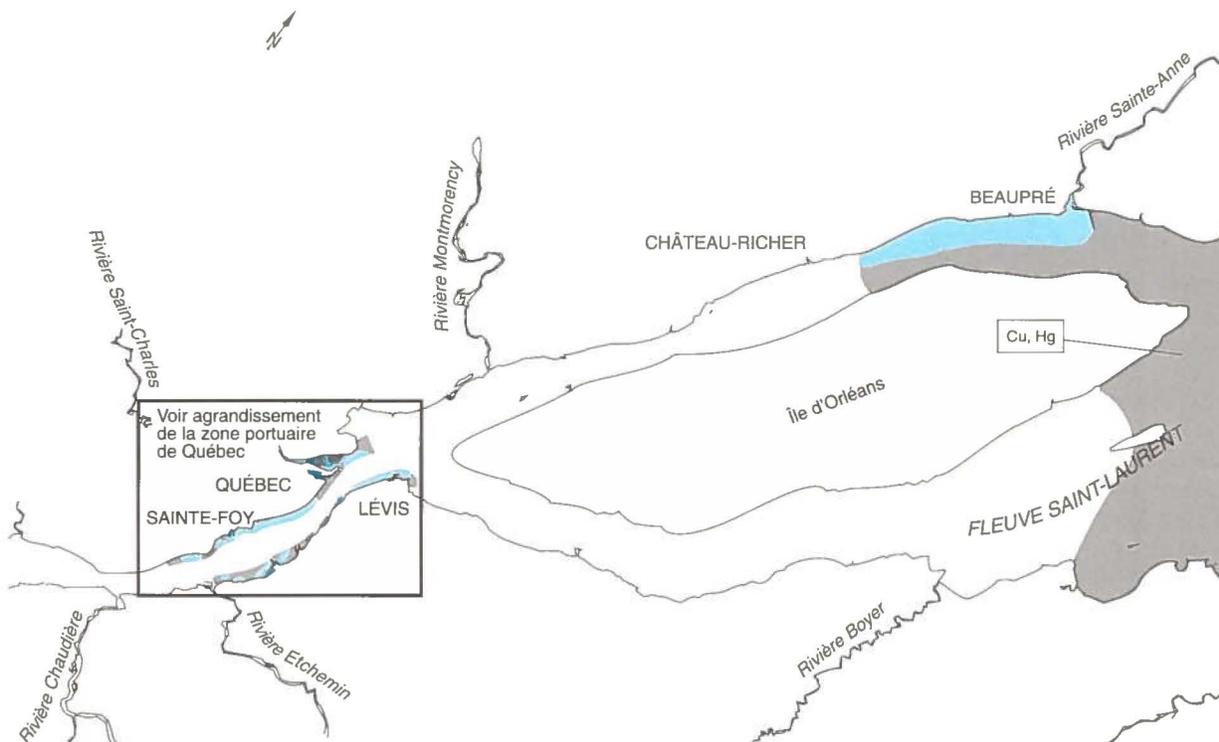
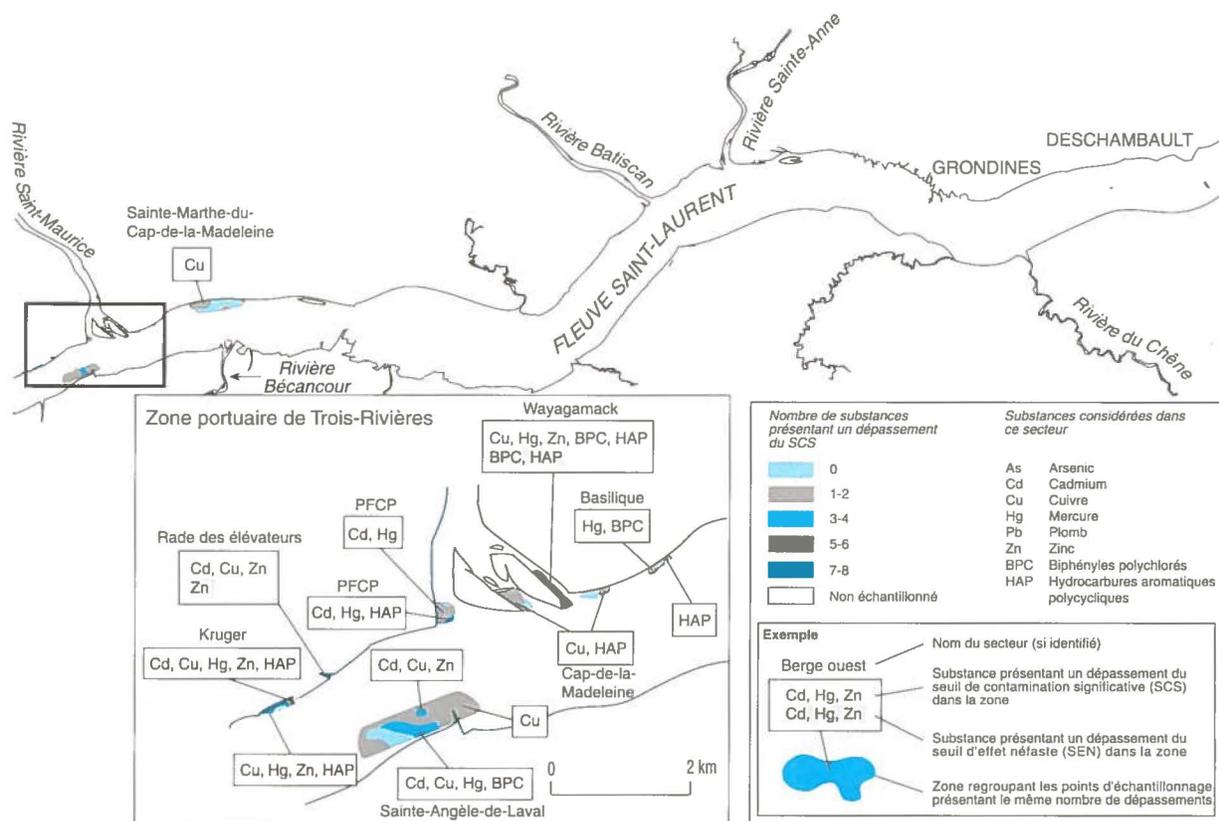


Tableau 9 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale au lac Saint-Pierre en 1986

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Arsenic	20,0	0	17,0	n.a.	0,7	Delta de Sorel
Cadmium	1,00 ¹	5,6	3,0	n.a.	12,5	Delta de Sorel
Cuivre	42,50	44,4	86,0	n.a.	7,2	Chenal du Moine
Mercure	0,13	44,4	1,0	0	10,0	Delta de Sorel
Plomb	37,5	33,3	170,0	n.a.	7,3	Chenal du Moine
Zinc	195,00	22,2	540,0	n.a.	4,2	Delta de Sorel
HAP ²	0,59	38,1	³	0 ⁴	5,5	Delta de Sorel
BPC	0,05	88,8	5	0	15,5	Chenal du Moine

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de Hardy *et al.*, 1991a.

1. Limite de détection analytique.
 2. Somme de 2 HAP (benzo(a)pyrène et fluoranthène).
 3. Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
 4. Pourcentage des stations où au moins 1 des 2 HAP > SEN.
 5. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).
- n.a. : Le test de dépassement du SEN n'a pas été appliqué faute de données sur la concentration extractible.

(figure 29). En effet, l'écoulement naturel de nombreux chenaux a été ralenti par la construction de digues dont la fonction est de dévier le débit fluvial vers le chenal de navigation.

Dans la partie aval du lac Saint-Pierre, la sédimentation est saisonnière car elle est contrôlée principalement par le cycle de croissance de la végétation aquatique. En période estivale, on observe le dépôt d'une mince couche de sédiments en réponse au ralentissement du courant créé par les grands herbiers de macrophytes qui poussent de part et d'autre du chenal de navigation (Fortin *et al.*, 1993; Boudreau *et al.*, 1994). L'automne venu, les sédiments sont remis en suspension suite à la sénescence de la végétation aquatique qui n'offre plus une protection adéquate contre les vagues de tempête. Dans une telle situation, le niveau de contamination du dépôt annuel est tributaire de la qualité des MES transportées dans l'eau du fleuve. En effet, l'accumulation des sédiments résulte du dépôt des matières en suspension et le niveau de contamination observé est fonction des concentrations trouvées sur les particules en suspension dans l'eau du fleuve.

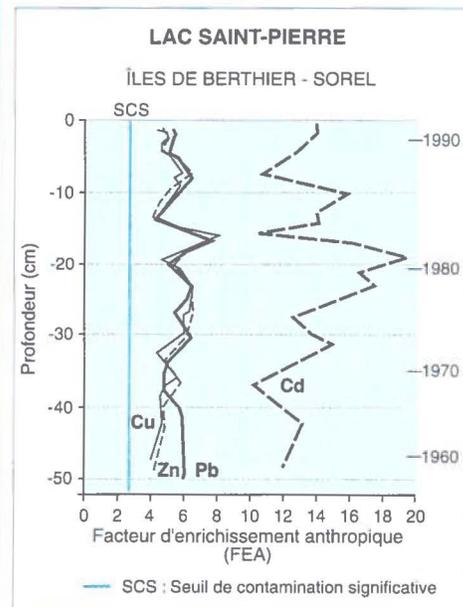
Secteurs portuaires

La présence d'installations portuaires pour le trafic commercial sur le fleuve Saint-Laurent a attiré le développement industriel en bordure des quais. L'explosion démographique consécutive est à l'origine des grandes agglomérations urbaines de Montréal, Québec et Trois-Rivières. Les rejets de contaminants dus aux intenses activités industrielles, maritimes et urbaines associées au développement portuaire au cours des derniers siècles devaient toutefois contribuer à la dégradation du milieu récepteur. L'effervescence de l'ère industrielle a marqué profondément les zones portuaires de Montréal, Québec et Trois-Rivières de l'empreinte de la pollution.

Zone portuaire de Montréal

Sur l'île de Montréal, les installations portuaires couvrent un territoire de 150 hectares, de forme étroite et allongée, qui s'étend sur environ 15 km en bordure du fleuve. Cette configuration du territoire à proximité d'un cours d'eau récepteur a favorisé le développement de réseaux d'égouts à émissaires multiples pour l'évacuation des effluents industriels

et urbains. Jusqu'au début des années 1990, les eaux usées industrielles et municipales étaient déversées sans traitement dans les bassins portuaires. Les activités



Source : Adapté de Carignan *et al.*, 1993.

Figure 29 Évolution de la contamination des sédiments au lac Saint-Pierre

portuaires occupent toujours la majeure partie de la superficie disponible. L'autre partie du territoire est constituée d'espaces verts (Promenade Bellerive) et d'aménagements à vocation récréative et touristique (secteur du Vieux-Port). En outre, la majeure partie des eaux usées est acheminée vers la station d'épuration régionale de la Communauté urbaine de Montréal. Les principales sources de contamination qui subsistent sont le ruissellement sur les quais, les débordements d'égouts par temps d'orage et l'apport du canal de Lachine (Fortin, 1995). La zone portuaire de Montréal est l'un des sites aquatiques les plus contaminés du Saint-Laurent. (Voir Complément d'information *Les sédiments contaminés du canal de Lachine.*)

Les analyses de sédiments prélevés en 1990 montrent que les principaux contaminants sont les métaux lourds, en particulier le cadmium, le cuivre, le mercure, le plomb et le zinc, ainsi que les BPC et les HAP (tableau 10). Le FEA observé dans certains des bassins les plus contaminés atteint plusieurs dizaines de fois, voire des centaines de fois les teneurs préindustrielles (tableau 10). La teneur maximale en cuivre trouvée dans les bassins du secteur 103, où étaient

rejetés les effluents d'une usine d'affinage du cuivre, est plus de 300 fois la valeur préindustrielle. Par ailleurs, les valeurs maximales du FEA calculé pour le cadmium et les BPC sont respectivement de 127 et 103 dans le bassin de la Vickers, qui abritait un chantier maritime. Le niveau de pollution appréhendée par les métaux lourds dépasse le SEN à toutes les stations pour le cadmium et le cuivre, et les dépassements sont fréquents (> 50 p. 100) pour le zinc, le plomb et le mercure (tableau 10). Bien que les teneurs en BPC et en HAP soient très élevées, la fréquence des dépassements du SEN est nulle ou très faible en raison de la teneur élevée des sédiments en matière organique, ce qui contribue à diminuer leur biodisponibilité.

Zone portuaire de Québec

L'activité portuaire dans la région de Québec est concentrée sur les deux rives du fleuve Saint-Laurent. Le territoire portuaire public comprend quatre secteurs principaux : le Vieux-Port formé de l'estuaire de la rivière Saint-Charles et du bassin Louise, les battures de Beauport et de l'anse au Foulon sur la rive nord et le secteur de l'ancien port de Lévis sur la rive sud. D'importantes infrastructures privées,

à fonctions spécialisées, se trouvent également dans la zone portuaire de Québec. Il s'agit des quais de la pétrolière Ultramar et des chantiers maritimes de la MIL Davie sur la rive sud, et des marinas de Sillery, sur la rive nord, et de Lévis sur la rive sud.

La masse d'eau du fleuve qui transporte une charge importante de substances toxiques vers l'estuaire du Saint-Laurent se déleste de peu de sédiments contaminés dans la région de Québec en raison de la force des courants. Il en est autrement des bassins portuaires, notamment du bassin Louise et de l'estuaire de la rivière Saint-Charles, qui contiennent d'importants volumes de sédiments contaminés (Fortin et Pelletier, 1995). Bien que cette contamination provienne dans une certaine mesure de l'apport fluvial, les sources locales de contaminants sont en grande partie responsables du degré élevé de contamination des sédiments du Vieux-Port. La section inférieure de la rivière Saint-Charles a été historiquement soumise à des pressions considérables en matière de pollution, en raison de la population riveraine qui compte plusieurs centaines de milliers d'habitants et des multiples activités industrielles qui ont lieu en bordure de ce cours d'eau. La rivière

Tableau 10 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la zone portuaire de Montréal en 1990

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Arsenic	20,0	10	17,0	10	13,8	Bassin du quai 103
Cadmium	0,38	100	3,0	100	127	Bassin de la Vickers
Cuivre	42,50	100	86,0	100	318	Bassin du quai 103
Mercure	0,13	100	1,0	50	44	Gare maritime
Plomb	37,50	100	170,0	70	33	Bassin Windmill
Zinc	195,00	100	540,0	90	53	Bassin Windmill
HAP ¹	1,47	100	2	10 ³	62	Gare maritime
BPC	0,05	95	4	0	103	Bassin de la Vickers

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de Environnement Illimité et Lavalin Environnement, 1991.

1. Somme des 7 HAP retenus pour le critère du SEN (voir l'annexe 3).
2. Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
3. Pourcentage des stations où au moins 1 des 7 HAP > SEN.
4. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).

Complément d'information

Les sédiments contaminés du canal de Lachine

Le canal de Lachine a été construit au 19^e siècle dans le but de contourner les rapides de Lachine. Dès lors, plusieurs industries se sont implantées sur les bords du canal et ont grandement contribué à la contamination de ce secteur. Le canal de Lachine est fermé à la navigation commerciale depuis l'ouverture de la Voie maritime du Saint-Laurent en 1959. Actuellement, la gestion de l'ensemble du canal de Lachine relève de Parcs Canada et de la Société du Vieux-Port de Montréal inc. Parcs Canada est responsable de la partie située en amont de l'autoroute Bonaventure et la Société du Vieux-Port de Montréal, de la section située en aval.

En 1982, Parcs Canada interdisait l'utilisation du canal à des fins récréatives en raison de la piètre qualité de l'eau et de la présence de sédiments contaminés. Depuis le raccordement au collecteur Saint-Pierre des égouts des industries évacués dans le canal, la qualité de l'eau du canal s'est améliorée de telle sorte qu'elle ne présente plus de risques pour la pratique d'activités récréatives à contact secondaire, c'est-à-dire qui n'impliquent pas de contact direct avec l'eau. Pour leur part, les sédiments recèlent des concentrations de cuivre, de plomb, de zinc et de BPC supérieures au SEN dans pratiquement tout le canal.

Saint-Charles est encore une source majeure et persistante de contamination de son estuaire. Le transbordement de minerais et métaux en vrac, les résidus de végétaux d'une papetière (copeaux, billes de bois, etc.), les rejets directs d'eaux usées et les déversements accidentels d'hydrocarbures ont aussi contribué à la contamination de cet estuaire. Au tournant des années 1980, les sédiments du bassin Louise et de l'estuaire de la rivière Saint-Charles étaient fortement contaminés par les métaux lourds, les BPC et les HAP (tableau 11).

Les teneurs en métaux lourds trouvées dans les sédiments du Vieux-Port affichaient des valeurs médianes

Parcs Canada a évalué, selon douze critères environnementaux permanents et temporaires mais aussi économiques et techniques, six options de décontamination. Parcs Canada a poursuivi l'objectif majeur d'assainir le milieu aquatique, bien que les sédiments ne présentent pas de risques pour la santé humaine.

Les six options

- 1) Confinement en milieu terrestre : Sédiments excavés au moyen d'une drague, transportés puis confinés dans un site choisi.
- 2) Confinement des sédiments au fond du canal : Membrane géotextile recouvrant les sédiments directement sur le fond du canal, avec des pierres concassées disposées par-dessus.
- 3) Encapsulation en rive : Sédiments excavés au moyen d'une drague, puis confinés dans des cellules étanches construites à même le canal.
- 4) Solidification-stabilisation *in situ* : Fixation des sédiments avec des réactifs chimiques et du ciment. Les sédiments deviennent solides et ne sont plus perméables.
- 5) Solidification-stabilisation *ex situ* : Comme la méthode précédente, sauf que le travail est exécuté à l'extérieur de l'eau. Elle implique le dragage des sédiments et un site d'entreposage.
- 6) Extraction physico-chimique : Sédiments excavés au moyen d'une drague, puis traités pour en extraire les contaminants (inorganiques et organiques). Les sédiments sont régénérés, donc réutilisables.

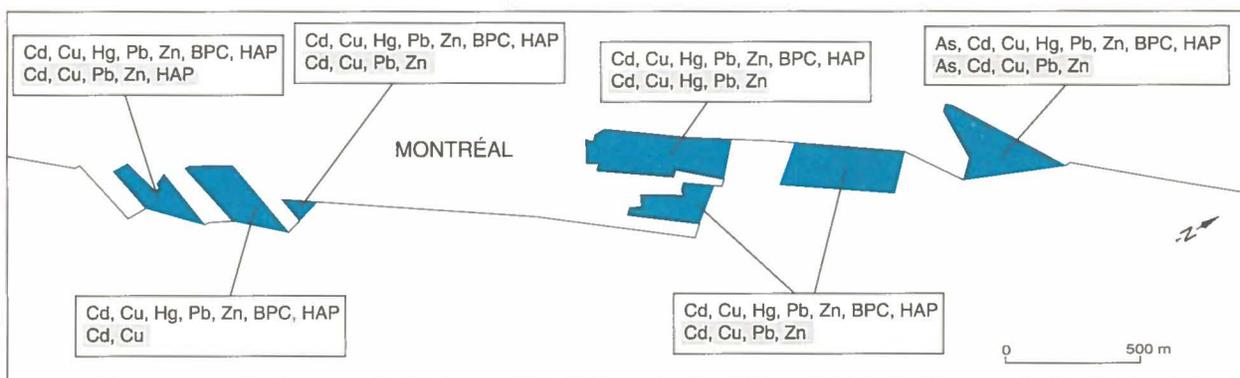
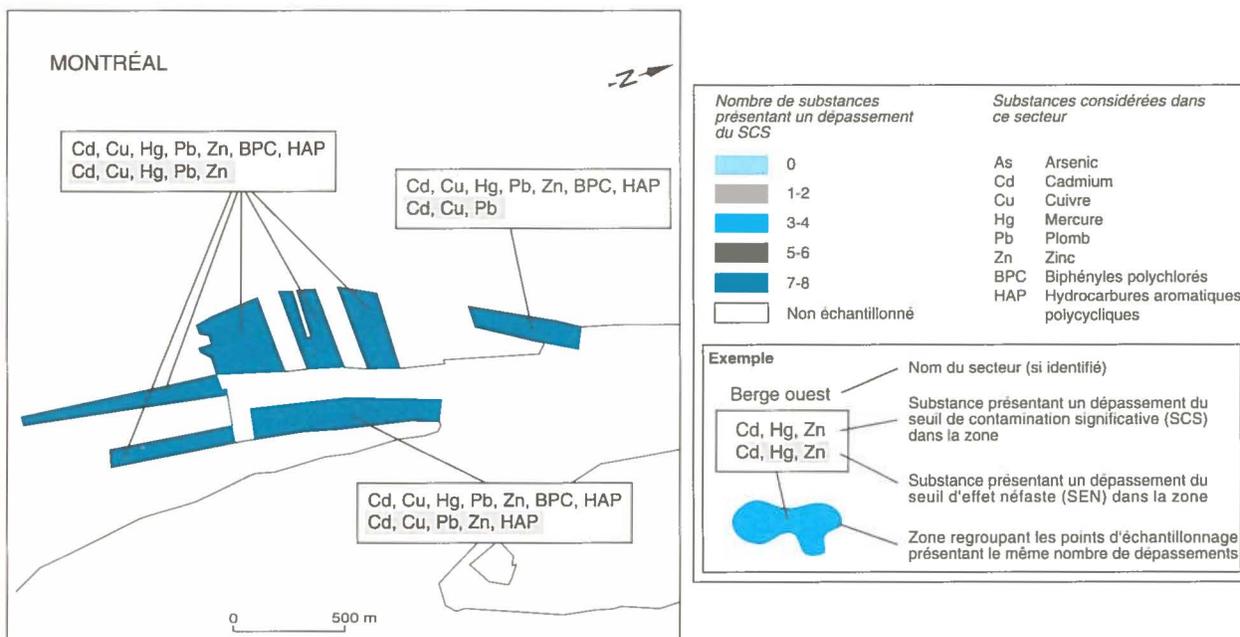
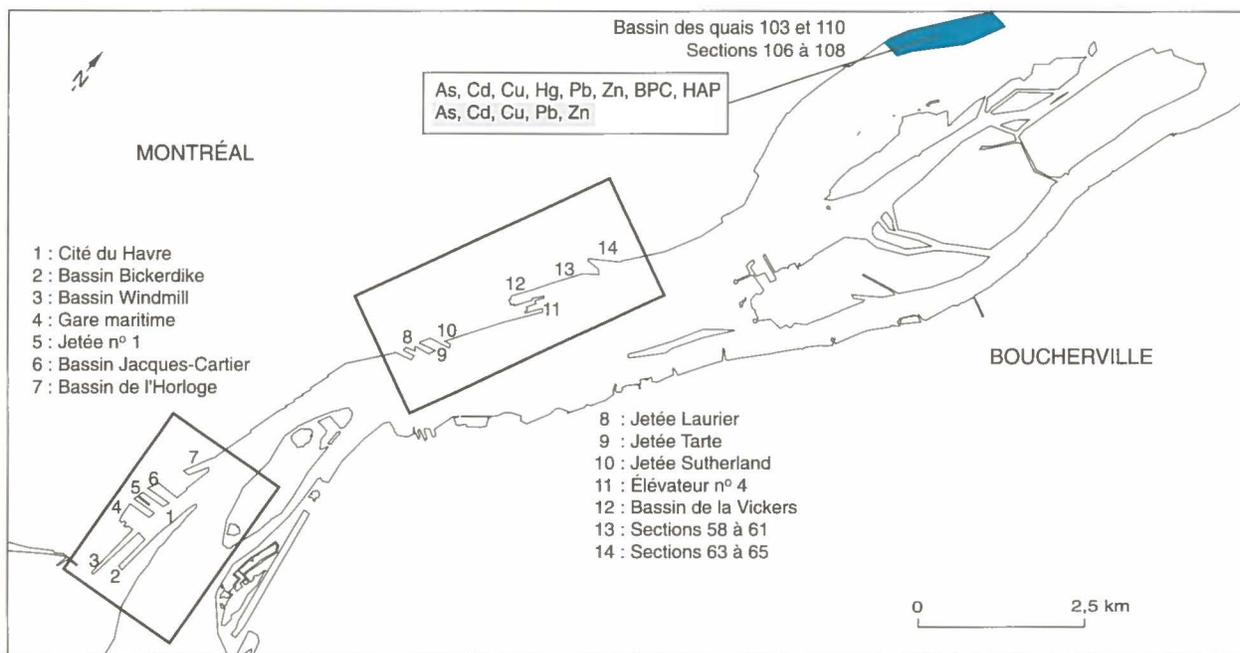
de 1,4 à 4,8 fois plus élevées que celles obtenues dans les autres secteurs fluviaux de la zone portuaire de Québec, mais elles étaient de 1,4 à 3,7 fois inférieures aux valeurs médianes observées dans la zone portuaire de Montréal à la même époque. Le niveau de pollution appréhendée des sédiments du Vieux-Port de Québec dépasse le SEN pour un bon nombre de métaux lourds et pour les HAP.

Les données de forage obtenues au début des années 1990 ont montré que les sédiments trouvés dans la partie intérieure du bassin Louise (isolée de la partie extérieure par une écluse) étaient fortement contaminés sur toute l'épaisseur de la séquence

En octobre 1990, les ministres fédéral et provincial de l'Environnement créaient une commission conjointe fédérale-provinciale chargée d'étudier le projet de décontamination du canal de Lachine. Au cours des consultations et de l'audience publique de la commission conjointe, les préoccupations soulevées par les participants concernaient davantage la vocation du canal et sa mise en valeur.

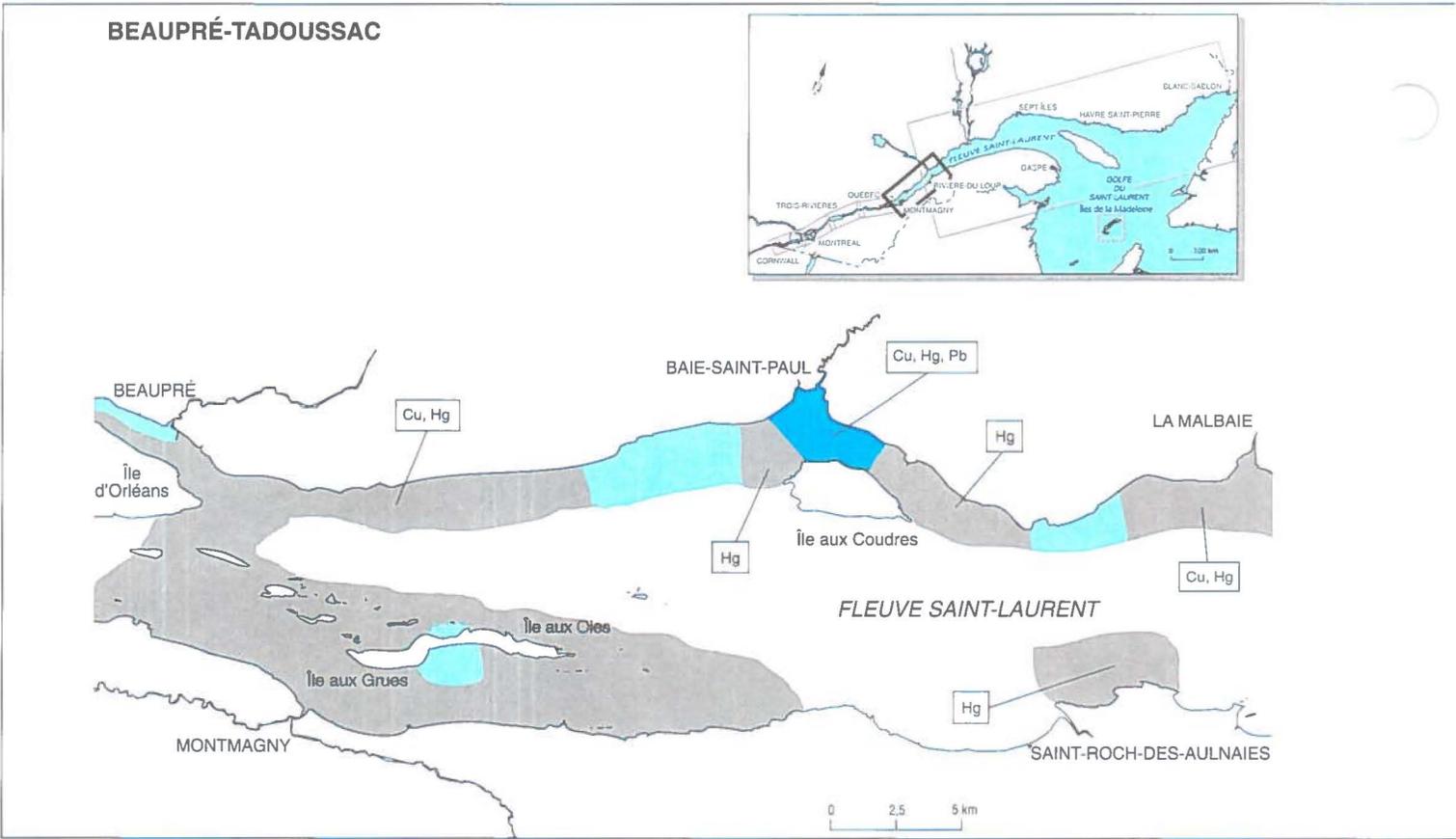
Sur la base de l'information qui lui a été présentée et compte tenu qu'il n'y a pratiquement pas de risques pour la santé humaine, la commission conjointe a conclu, après des consultations publiques, que la décontamination des sédiments du canal de Lachine n'était pas essentielle parce qu'elle n'offrait que très peu de bénéfices environnementaux. Elle n'aurait aucune influence sur le niveau de contamination des poissons ainsi que sur la qualité bactériologique de l'eau. Elle a donc recommandé la non-intervention sur les sédiments contaminés du canal de Lachine. La commission a proposé que Parcs Canada tente plutôt de contrôler les sources actuelles de contamination de l'eau du canal. Si le canal de Lachine devait être rouvert à la navigation de transit, Parcs Canada devrait alors évaluer le risque de remise en suspension des sédiments contaminés et juger de son acceptabilité.

sédimentaire. Par contre, la couche superficielle (premiers 75 cm) de sédiments de la partie extérieure, ouverte sur le fleuve, montrait une faible contamination par rapport à la couche profonde. Cette observation plaide en faveur d'un tarissement des sources locales de contamination du bassin Louise et d'une amélioration de la qualité des sédiments du fleuve. À l'instar du bassin Louise intérieur, toute la couche de sédiments de l'estuaire de la rivière Saint-Charles est fortement contaminée. L'absence d'un confinement naturel sous une couche de matériaux peu contaminés témoigne de la présence de sources actives de contamination de cet estuaire.

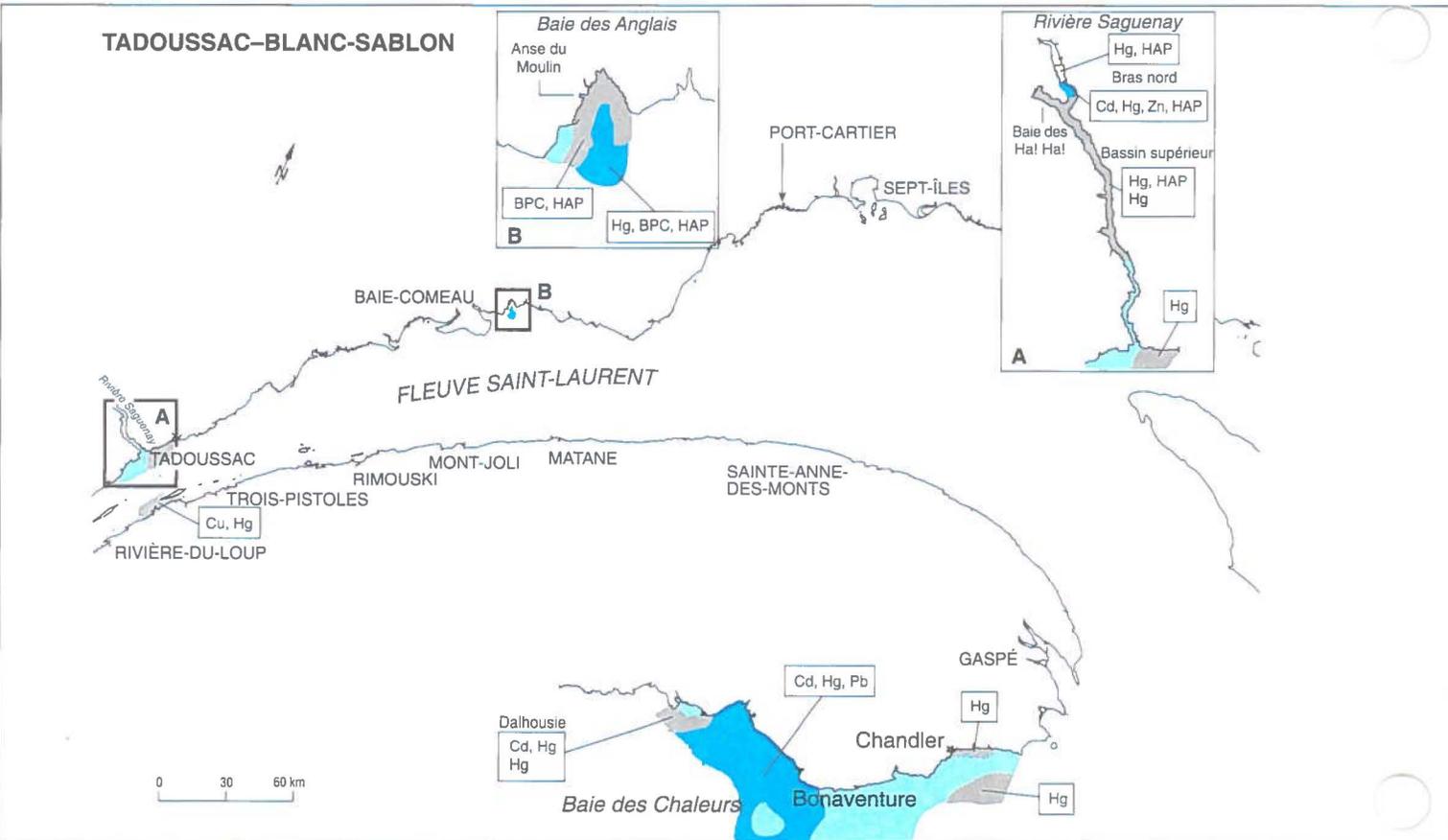


Sources : Environnement Illimité inc. et Lavalin Environnement, 1991 et 1992.

Zone portuaire de Montréal



Sources : Coakley et Poulton, 1993.



Sources : Pelletier et Canuel, 1988; Martel et al., 1986 (Saguenay); GTBA, 1993 (baie des Anglais); Matheson et Bradshaw, 1985 (baie des Chaleurs).

Le Saint-Laurent : localisation des zones contaminées (suite)

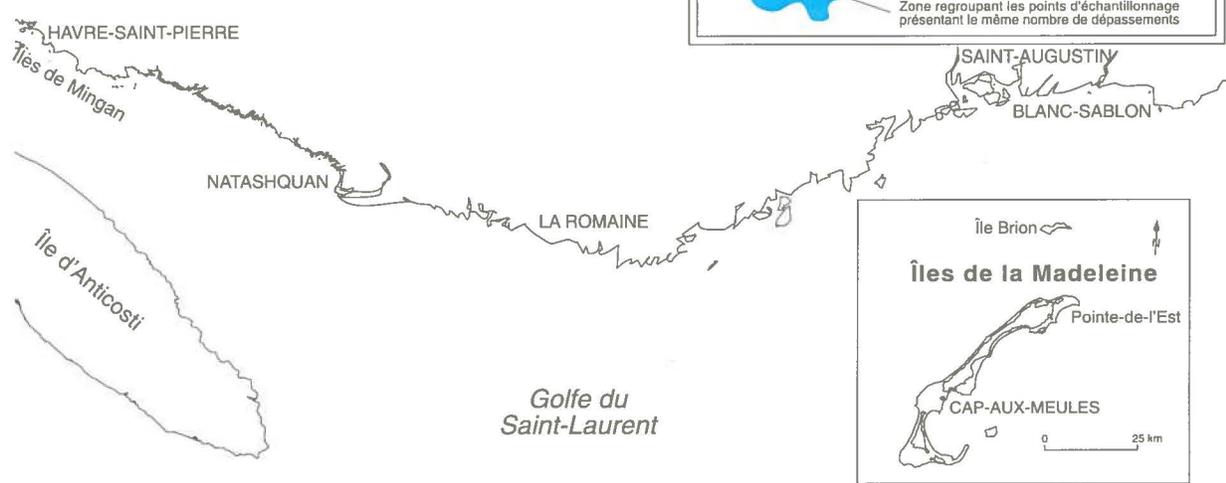
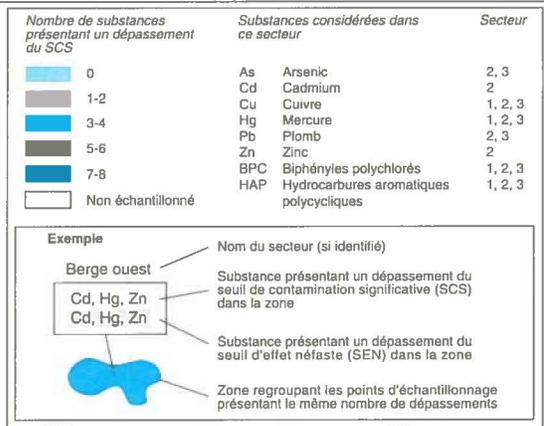
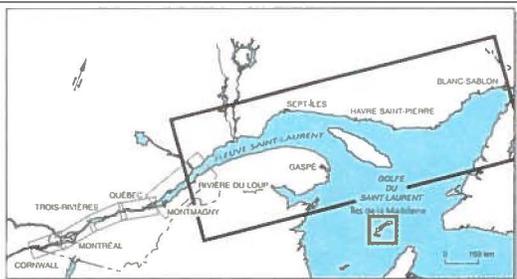
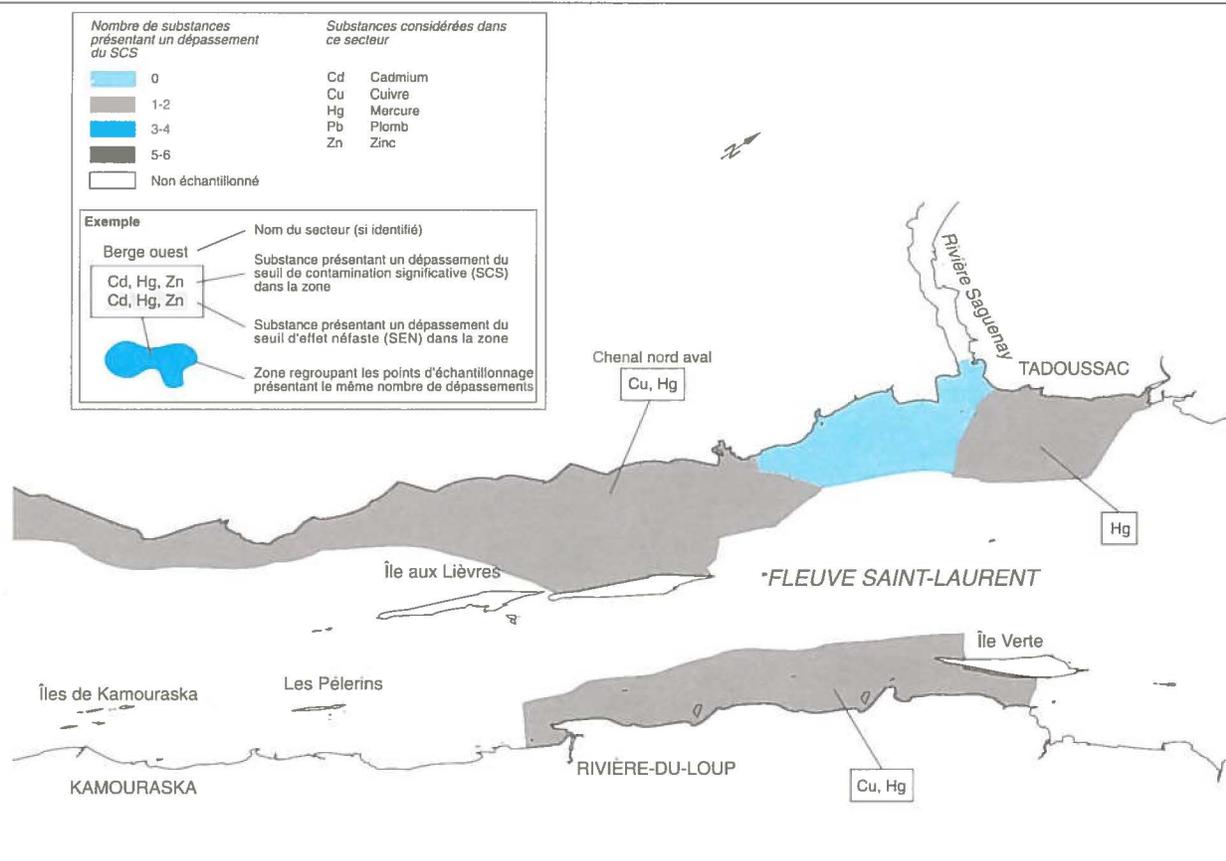
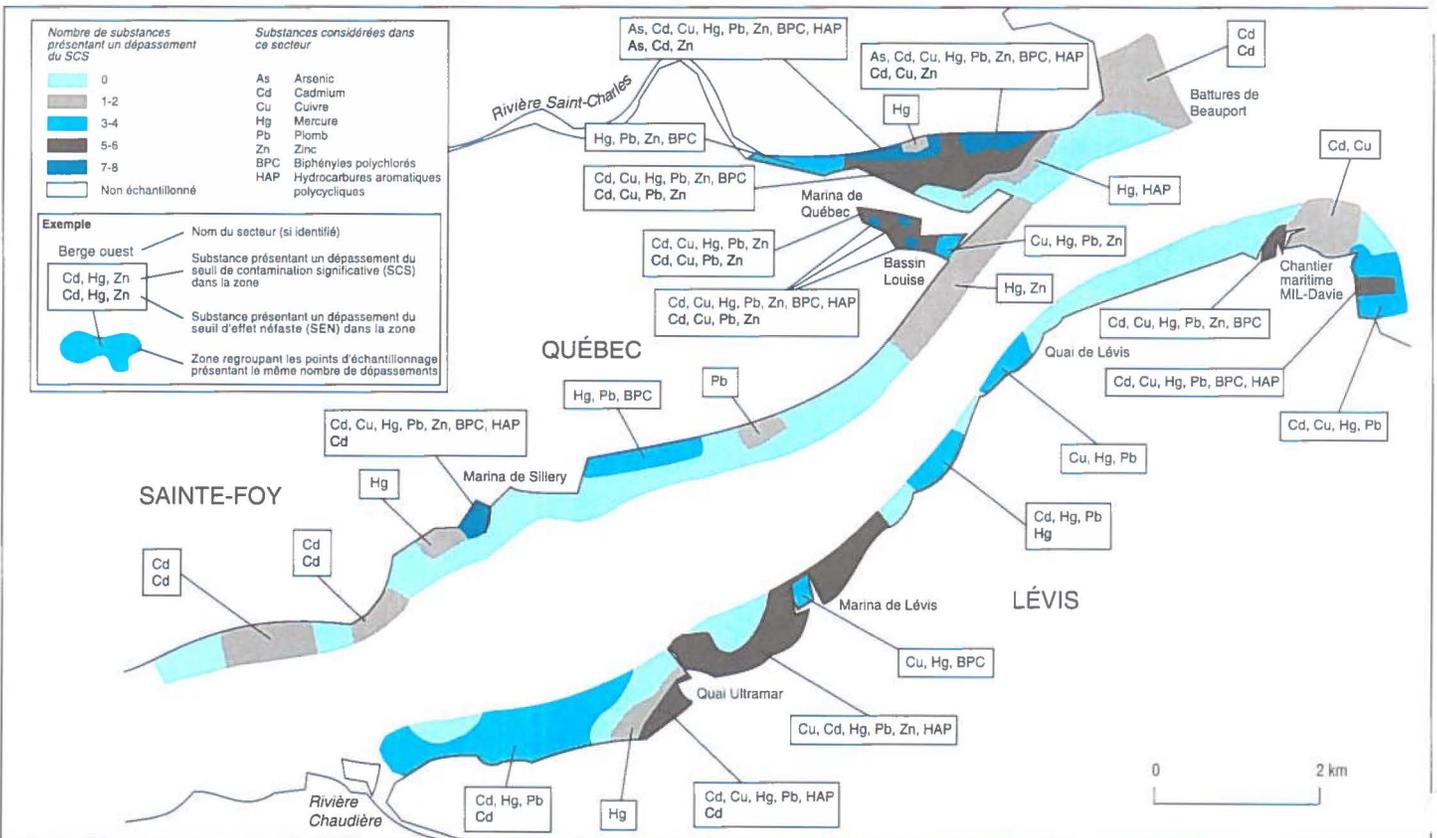


Tableau 11 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la zone portuaire de Québec en 1989

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Arsenic	20,0	1,6	17,0	1,6	3	Estuaire de la rivière Saint-Charles
Cadmium	1,0 ¹	43,2	3,0	28,0	n.a.	Embouchure de la rivière Chaudière
Cuivre	42,50	30,4	86,0	8,1	81	Estuaire de la rivière Saint-Charles
Mercure	0,13	48,0	1,0	0,8	28	Lévis
Plomb	37,50	33,6	170,0	3,2	30	Bassin Louise
Zinc	195,00	28,0	540,0	10,4	25	Estuaire de la rivière Saint-Charles
HAP ²	1,47	20,0	3	8,0 ⁴	27	Estuaire de la rivière Saint-Charles
BPC	0,05	37,8	5	4,0	31	Estuaire de la rivière Saint-Charles

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de PROCÉAN, 1990.

1. Limite de détection analytique.
 2. Somme des 7 HAP pour lesquels un SEN a été établi (voir l'annexe 3).
 3. Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
 4. Pourcentage des stations où au moins 1 des 7 HAP > SEN.
 5. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).
- n.a. : Ne s'applique pas.



Source : PROCÉAN, 1990.

Zone portuaire de Québec

Ailleurs dans la zone portuaire de Québec, les sédiments sont peu contaminés sauf dans de rares endroits abrités où les sédiments fins peuvent se déposer. C'est le cas de la marina de Sillery sur la rive nord, de la cale sèche des chantiers maritimes de la MIL Davie et des alentours des quais d'Ultramar et de Lévis sur la rive sud.

Zone portuaire de Trois-Rivières

La zone portuaire de Trois-Rivières comprend la section du fleuve incluse entre le lac Saint-Pierre à l'ouest et l'embouchure de la rivière Bécancour à l'est. Historiquement, la zone portuaire a été influencée par les apports diffus provenant principalement du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Saint-Maurice. Des sources locales de contamination provenant des rejets des effluents industriels et urbains, des déversements de neige souillée, des activités portuaires et des opérations de dragage s'ajoutent à l'apport des eaux continentales.

De façon générale, la zone portuaire de Trois-Rivières montre des concentrations de contaminants inférieures aux teneurs trouvées dans les zones portuaires de Montréal et de Québec. Mis à part les teneurs élevées en BPC et en HAP mesurées dans un secteur de l'embouchure de la rivière Saint-Maurice (secteur Wayagamack), la contamination des sédiments de la

zone portuaire de Trois-Rivières en 1992 était essentiellement due à la présence de métaux lourds (tableau 12). Dans le secteur Wayagamack, les FEA calculés pour les HAP et les BPC atteignent respectivement 10,8 et 15,0.

La contamination relativement faible des secteurs de la zone portuaire de Trois-Rivières en 1992 peut s'expliquer, en partie, par l'instabilité des dépôts qui sont continuellement remplacés par des sédiments de meilleure qualité. Il est à prévoir que cette restauration naturelle et progressive des fonds s'accroîtra avec le tarissement partiel ou complet des sources actives de contamination. À cet effet, on note la mise en service à la fin de 1992 du réseau d'assainissement des eaux usées de la région de Trois-Rivières ainsi que la mise en œuvre de systèmes de traitement secondaire des effluents des papeteries à la fin de 1995.

Secteurs marins

La zone de transition entre le fleuve proprement dit et la mer est caractérisée par un bouchon vaseux, la zone de turbidité maximale, qui se développe à la hauteur du moyen estuaire. Cette zone de piégeage des MES n'est pas reconnue comme un secteur de sédimentation permanente

de particules fines. Les forts courants de marée ont tôt fait de remettre en suspension les dépôts vaseux accumulés sur les estrans du moyen estuaire, pour ensuite les acheminer dans les zones profondes de l'estuaire maritime. Les substances toxiques liées aux particules terrigènes qui s'échappent de la zone de turbidité maximale et qui parviennent à l'estuaire maritime sont considérablement diluées une fois mélangées à l'énorme masse d'eau océanique. Toutefois, la décantation des MES fait que ces particules contaminées se retrouvent à nouveau concentrées sur les fonds marins. Ainsi, le niveau de contamination des sédiments trouvés dans les zones côtières est grandement influencé par la qualité des apports terrigènes. Les levés de reconnaissance effectués en mer durant les années 1970 ont permis de mettre en évidence des zones d'accumulation permanente de sédiments contaminés qui ont été introduits en grande partie par les eaux continentales. Il s'agit du chenal Laurentien, du fjord du Saguenay et de la partie occidentale de la baie des Chaleurs au large des côtes du Nouveau-Brunswick.

Le moyen estuaire

Un levé régional réalisé en 1989 et 1990 a permis de mettre en évidence les secteurs côtiers du moyen

Tableau 12 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la zone portuaire de Trois-Rivières en 1992

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Arsenic	20,0	0	17,0	0	0,7	Sainte-Angèle-de-Laval
Cadmium	0,38	22,0	3,0	0	8,1	Rade des élévateurs
Cuivre	42,50	35,5	86,0	1,3	4,5	Kruger
Mercure	0,13	36,4	1,0	0	13,4	Marina
Plomb	37,50	0	170,0	0	2,7	Marina
Zinc	195,00	13,2	540,0	1,3	9,4	Rade des élévateurs
HAP ¹	1,47	17,6	2	2,3 ³	10,8	Wayagamack
BPC	0,05	12,2	4	3,8	15,0	Wayagamack

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de GDG Environnement Ltée, 1993.

1. Somme des 7 HAP pour lesquels un SEN a été établi (voir l'annexe 3).
2. Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
3. Pourcentage des stations où au moins 1 des 7 HAP > SEN.
4. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).

estuaire contaminés par les métaux lourds. Les sédiments contaminés ont été prélevés dans des zones peu profondes et intertidales, là où les dépôts sont temporaires, sauf peut-être dans la partie aval du chenal du Nord. À cet endroit, les sédiments peuvent séjourner pour de longues périodes à cause de la plus grande hauteur d'eau. Exception faite du mercure qui dépasse fréquemment le SCS dans tous les secteurs contaminés, le degré et l'étendue de la contamination sont faibles dans la plupart des secteurs contaminés (tableau 13). La contamination par le mercure pourrait atteindre son niveau le plus élevé sur les battures de Saint-Roch-des-Aulnaies où le FEA atteint une valeur proche de 10.

Les travaux de Coakley et Poulton (1993) ont montré que les sédiments trouvés sur les estrans de la rive sud proviennent des eaux de décharge du fleuve Saint-Laurent. Le faible niveau de contamination des estrans vaseux de la rive sud peut être attribué à la dilution des contaminants par l'apport de sédiments propres provenant de l'érosion récente des marais intertidaux (Dionne, 1986). Par ailleurs, la source principale des dépôts trouvés sur la rive nord serait plutôt associée à l'érosion des roches des bassins versants du bouclier canadien. Ces formations rocheuses sont riches en mercure, en cuivre et en plomb, ce qui pourrait expliquer les teneurs naturelles élevées pour ces métaux trouvées près de la rive nord (Coakley et Poulton, 1993).

Fjord du Saguenay

Historiquement, l'industrie des pâtes et papiers et les scieries ont déversé dans la rivière Saguenay une charge importante de débris organiques (sciure, fibres ligneuses, etc.), lesquels formaient une forte proportion des MES. Outre l'industrie du bois, les principales sources historiques de contamination situées en bordure du Saguenay sont les rejets de mercure provenant d'une usine de chlore et de soude caustique exploitée entre 1945 et 1976, de même que les rejets de HAP libérés lors de la production d'aluminium au moyen d'une technologie vétuste (procédé Söderberg à goujons horizontaux) utilisée depuis la fin des années 1930. La dispersion par les courants de la matière particulaire organique a été identifiée comme le principal agent de transport du mercure vers le fjord du Saguenay et l'estuaire du Saint-Laurent (Loring, 1975; Loring et Bewers, 1978).

La circulation estuarienne et les processus de floculation et de sédimentation dans la zone de mélange des eaux de la rivière Saguenay et des eaux marines du fjord font en sorte qu'une partie importante de la charge sédimentaire de la rivière se dépose dans la partie amont du fjord, soit dans le secteur du bras nord, au niveau de la municipalité de Saint-Fulgence (Fortin et Pelletier, 1995). De surcroît, la décomposition de la matière organique fermentescible qui se retrouve dans les sédiments du bras nord réduit considérablement la teneur des sédiments en oxygène,

d'où l'absence d'organismes benthiques (et de bioturbation) dans ce secteur. En 1986, le bras nord et le bassin supérieur du fjord du Saguenay, ainsi que la baie des Ha! Ha! étaient contaminés par le mercure à un niveau supérieur au SCS. À l'échelle du fjord, plus de 80 p. 100 des sites d'échantillonnage étaient contaminés par le mercure (tableau 14). L'enrichissement maximal en mercure des sédiments de surface (FEA = 12) a été observé dans le bassin supérieur, là où le niveau de pollution appréhendée dépassait le SEN en 1986 (tableau 14). À cette époque, on observait une faible contamination du bras nord et du bassin supérieur du fjord par les HAP. Les sédiments du bras nord renfermaient le plus grand nombre de substances toxiques et étaient contaminés par le cadmium, le mercure, le zinc et les HAP.

Les données les plus récentes sur la contamination du fjord par le mercure et les HAP proviennent de carottes prélevées en 1992 dans le secteur amont du bassin supérieur. À cet endroit, les teneurs en mercure observées dans les couches superficielles de sédiments s'approchent (par un FEA de 4 à 6) de la concentration mesurée dans les sédiments préindustriels (figure 30A). De la même manière, la géochronologie de la contamination du fjord, qui a été reconstituée à partir de résultats de carottages, montre que la contamination des sédiments par les HAP s'approche du niveau préindustriel après avoir atteint un maximum au

Tableau 13 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans le moyen estuaire en 1989 et 1990

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Cuivre	40,00	12,1	86,0	n.a.	4,5	Baie-Saint-Paul
Mercure	0,08	79,3	1,0	0	9,7	Saint-Roch-des-Aulnaies
Plomb	40,00	3,5	170,0	n.a.	2,7	Baie-Saint-Paul
Zinc	287,50	0	540	n.a.	1,4	Saint-Roch-des-Aulnaies

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de Coakley et Poulton (1993). L'arsenic, les HAP et les BPC n'ont pas été analysés. Le cadmium a été trouvé en faibles quantités et les données n'ont pas été publiées.

n.a. : Le test de dépassement du SEN n'a pas été appliqué faute de données sur les concentrations extractibles.

tournant des années 1970 dans le bras nord (figure 30B). Un carottage effectué dans la baie des Ha! Ha! a pénétré une couche de sédiments datant des années 1960 et 1970 qui est fortement contaminée par le mercure et les HAP (figure 30C). Les rejets de mercure de l'usine de chlore et de soude caustique et de liqueurs

souillées par des HAP provenant des épurateurs d'une aluminerie établie dans le Haut-Saguenay correspondent à la contamination de la baie des Ha! Ha! par ces substances. Depuis la fin des années 1980, cette couche contaminée a été graduellement recouverte par un mince lit de sédiments de meilleure qualité.

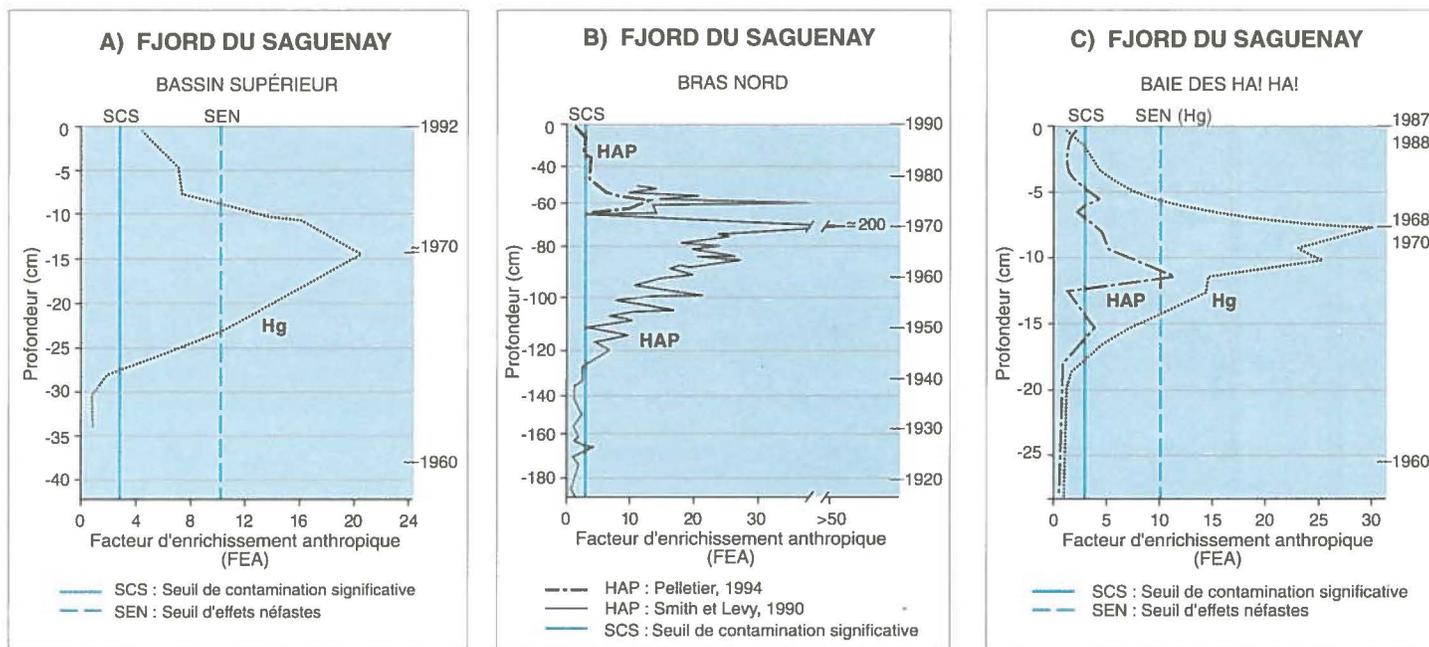
Ce portrait de la contamination du fjord a sans doute changé depuis les inondations causées par les pluies torrentielles et les ruptures de barrages qui ont dramatiquement affecté le Saguenay en juillet 1996. Plusieurs centaines de millions de tonnes de sédiments arrachés des bassins versants et transportés par les rivières,

Tableau 14 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans le fjord du Saguenay en 1986 (métaux) et en 1983 (HAP)

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Cadmium 1986	0,38	5,9	3,0	n.a.	3,1	Bras nord
Cuivre 1986	52,50	0	86,0	n.a.	2,5	Baie des Ha! Ha!
Mercure 1986	0,25	82,4	1,0	11,8	12,0	Bassin supérieur
Zinc 1986	212,5	5,9	540,0	n.a.	2,7	Bras nord
HAP ¹ 1983	1,26	41,0	²	0 ³	2,6	Bras nord

Sources : Données brutes tirées de Pelletier et Canuel (1988) pour les teneurs en métaux lourds et de Martel *et al.* (1986) pour les HAP. Données sur l'arsenic, le plomb et les BPC non disponibles.

1. Somme de 5 HAP (fluoranthène, pyrène, chrysène, benzo(a)anthracène et benzo(a)pyrène).
 2. Varie selon le HAP considéré (voir l'annexe 3).
 3. Pourcentage des stations où au moins 1 des 5 HAP > SEN.
- n.a. : Le test de dépassement du SEN n'a pas été appliqué faute de données sur les concentrations extractibles.



Source : Adapté de Gagnon, 1994.

Sources : Smith et Levy, 1990; Pelletier, 1994.

Source : Pelletier *et al.*, 1990.

Figure 30 Évolution des teneurs en mercure (Hg) et en HAP totaux des sédiments du fjord du Saguenay

devenues fleuves pour quelques jours, se sont accumulés dans la partie amont du fjord et dans la baie des Ha! Ha! Les dépôts accumulés dans les plaines inondées par ces rivières en crue et sur les pentes des bassins, de même que les immenses deltas qui se sont rapidement formés à l'embouchure des rivières, ne sont pas en équilibre avec le régime hydro-sédimentologique actuel de ces plans d'eau. Le retour à un profil d'équilibre nécessitera plusieurs années durant lesquelles les taux de sédimentation dans le fjord demeureront très élevés. Les impacts positifs et négatifs sur le milieu suite à cette catastrophe devront être évalués dans les années à venir.

Chenal Laurentien

Le chenal Laurentien forme une fosse profonde de près de 500 m ouverte sur l'océan Atlantique. Le chenal débute dans l'estuaire maritime, au niveau de l'embouchure du Saguenay, puis traverse le golfe du Saint-Laurent pour finalement déboucher quelque 1300 km plus loin sur le rebord du plateau continental. Les eaux continentales mélangées aux eaux marines s'écoulent en surface vers le golfe, alors que les eaux océaniques pénètrent dans les profondeurs du chenal Laurentien pour remonter brusquement en surface à la hauteur de Tadoussac (zone d'*upwelling*). De part et d'autre du chenal Laurentien, on retrouve une étroite plate-forme littorale légèrement inclinée vers le large. C'est sur cette plate-forme qu'est encastrée la baie des Anglais, au large de la ville de Baie-Comeau, sur la Côte-Nord. Cette baie constitue le pire cas de contamination d'une zone côtière par des rejets industriels de BPC et de HAP dans l'est du Canada. (Voir Complément d'information *Renflouage de la barge Irving Whale*.)

Le chenal Laurentien forme l'une des plus vastes fosses de sédimentation permanente du système du Saint-Laurent avec les bassins des Grands Lacs et le fjord du Saguenay. Le secteur amont du chenal Laurentien retient la majeure partie des sédiments introduits dans l'estuaire du Saint-Laurent par les eaux continentales. Les composés toxiques libérés par les activités humaines dans le bassin versant du Saint-Laurent,

Complément d'information

Renflouage de la barge Irving Whale

Le 7 septembre 1970, la barge Irving Whale transportant du mazout faisait naufrage dans le golfe du Saint-Laurent à environ 60 km au large de l'Île-du-Prince-Édouard et à 100 km des îles de la Madeleine. Après avoir reposé près de 26 ans dans les eaux froides du golfe, l'épave de l'Irving Whale a été renflouée avec succès le 31 juillet 1996. L'objectif initial du projet était la récupération d'environ 3400 tonnes de mazout. Toutefois, avant les opérations de levage, les responsables ont dû tenir compte de la présence d'une huile composée à 80 p. 100 de BPC qui se trouvait dans les canalisations de chauffage des réservoirs de la barge.

Le cas de l'Irving Whale représentait un défi pour les responsables chargés de sa récupération. En effet, les déversements se produisent généralement à la surface de l'eau, alors que dans le cas de l'Irving Whale, on faisait face à une source potentielle de contamination à 67 m de profondeur. Advenant un déversement du mazout lors du renflouage, toute la colonne d'eau serait touchée, le mazout, plus léger que l'eau, ayant tendance à remonter à la surface. Il fallait d'autre part tenir compte des courants de fond, de leur direction, et de leur force.

Au cours de l'évaluation environnementale, trois scénarios tenant compte des risques potentiels des BPC à court et long terme sur l'environnement ont été avancés. Le premier était la non-intervention. Dans un tel cas, il y avait risque de fuite continue des BPC, entraînant à court terme leur accumulation dans les sédiments à proximité de la

auxquels s'ajoutent les contaminants qui s'échappent du lac Ontario et de la rivière Saguenay, ainsi qu'une partie des polluants atmosphériques qui retombent sur les sols, aboutissent en grande partie dans la fosse laurentienne où ils demeurent potentiellement biodisponibles pour une durée parfois séculaire (Fortin *et al.*,

barge et des effets néfastes sur les organismes benthiques dans le secteur immédiat de la barge. Le deuxième scénario considérait un déversement des BPC au fond de l'eau, avec comme résultat un impact négatif à court terme dans une zone de 2500 m², accompagné d'effets de toxicité aiguë et sous-létale pour les organismes benthiques. Le dernier scénario impliquait une fuite de BPC à la surface lors du renflouage, entraînant à court terme des concentrations de BPC moindres que dans le deuxième scénario, mais qui toucheraient une zone plus grande (6000 m²) (Sawyer, 1996). Un plan de mesures d'urgence en cas de déversement a alors été élaboré par Pêches et Océans Canada et Environnement Canada.

Les responsables du projet ont évalué que 90 à 300 kg de BPC auraient été perdus durant l'opération de levée de la barge. Actuellement, ils estiment que les sédiments dans un rayon de 50 m du site de la barge contiendraient approximativement 150 kg de BPC, provenant en bonne partie des fuites lors du naufrage et par après.

Une campagne d'échantillonnage, conduite à la fin de l'été 1996, a révélé des niveaux de contamination élevés des sédiments dans une zone restreinte d'environ 6000 m² immédiatement autour de l'endroit où reposait la barge. En octobre 1996, Pêches et Océans Canada a entrepris un programme d'échantillonnage afin d'évaluer la contamination par les BPC des organismes marins, dont le Crabe. Les concentrations observées sont sous les normes canadiennes pour la consommation humaine. Le Ministère fera un suivi environnemental du secteur au cours des prochaines années.

1996). L'autre partie de ces contaminants se retrouve dans les quelques millions de tonnes de sédiments qui s'accumulent depuis plusieurs décennies dans les secteurs lacustres du fleuve et dans les bassins portuaires.

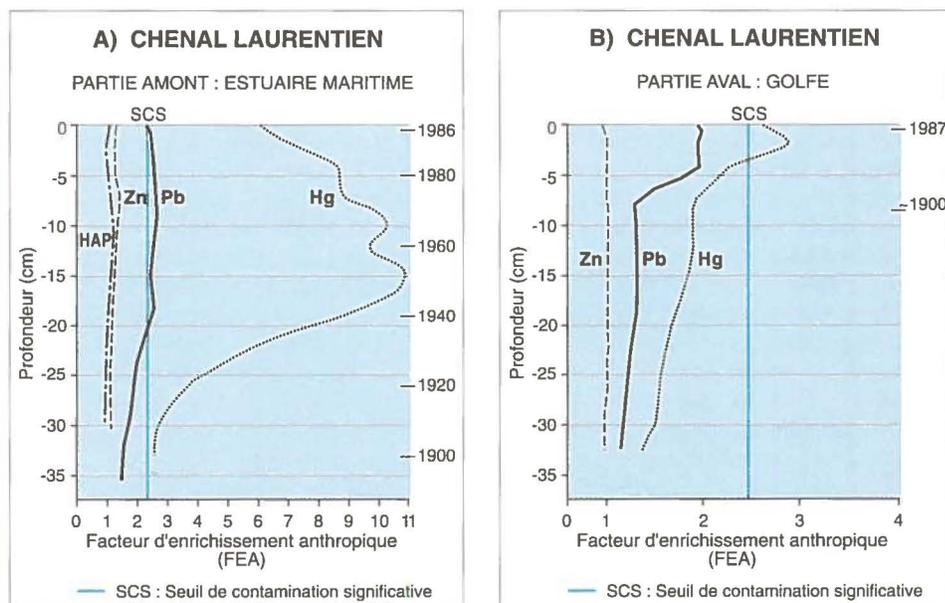
Les grandes tendances historiques qui se dégagent de l'étude des

carottes de sédiments prélevées dans l'estuaire maritime montrent que le début de l'industrialisation du bassin versant du Saint-Laurent a eu un impact négatif sur la qualité des sédiments du chenal Laurentien (figure 31). Les profils de concentration de substances chimiques (métaux lourds, DDT, mirex, BPC, dioxines et furannes) montrent des valeurs maximales durant les années 1960 et 1970, alors que les apports de contaminants atteignaient un sommet. Durant les années 1980, on observe une baisse des teneurs de la plupart des substances toxiques trouvées dans la partie amont du chenal Laurentien. Des études récentes (Lebeuf *et al.*, 1995a; 1995; 1996a) montrent une nette diminution de certains des BPC parmi les plus toxiques, des dioxines et des furannes trouvés dans les couches superficielles des sédiments du chenal Laurentien. Ces observations témoignent d'une diminution récente des apports de contaminants terrigènes qui serait synchrone aux mesures d'assainissement des rejets d'effluents liquides dans le bassin versant mises en œuvre depuis la fin des années 1970. La diminution des apports de plomb résulte du retrait graduel des essences au plomb depuis le début des années 1970.

Parallèlement à la diminution récente de la contamination des sédiments, on observe pour certains contaminants (mercure, dioxines et furannes) une prépondérance des apports atmosphériques sur les apports terrestres. Dans le cas du mercure, des recherches en cours suggèrent que le transport atmosphérique à grande distance et le transfert du mercure de l'atmosphère vers les eaux océaniques seraient responsables d'une partie non négligeable du mercure sédimenté dans le chenal Laurentien (Cossa *et al.*, 1995). (Voir Complément d'information *Bilan massique du mercure dans l'estuaire maritime.*)

Baie des Anglais

La baie des Anglais a la forme d'un triangle d'une superficie de 11 km². Sa bathymétrie est dominée par un chenal profond de 60 à 100 m ouvert sur la mer. On retrouve, au fond de la



Sources : Hg - Gobeil et Cossa, 1993;
Pb - Gobeil *et al.*, 1995; Zn - Gobeil,
1991; HAP - Gearing *et al.*, 1991.

Source : Gobeil, 1991.

Figure 31 Évolution de la contamination des sédiments du chenal Laurentien

Complément d'information

Bilan massique du mercure dans l'estuaire maritime

Depuis deux décennies, une forte contamination des sédiments par le mercure (Hg) a été mise en évidence dans le bassin du Saint-Laurent. La détermination de l'âge des sédiments et de la concentration de Hg dans des profils verticaux fait ressortir deux patrons de contamination d'origine anthropique. Premièrement, un apport croissant datant du début du 20^e siècle, suivi d'un apport plus important à la fin de la Deuxième Guerre mondiale, avec un maximum au tournant des années 1970 et qui tend à diminuer par la suite. Ces deux tendances reflètent la surimposition des conséquences des apports atmosphériques et des rejets directs dans l'eau.

Un suivi hebdomadaire estime les apports fluviaux de Hg à la hauteur

de Québec en direction de l'estuaire à près de 800 kg par année sous forme dissoute et particulaire. Dans l'estuaire maritime, on chiffre actuellement l'accumulation sédimentaire annuelle de Hg à 1184 kg. Ainsi, le bilan massique du Hg dans l'estuaire maritime suggère que les apports atmosphériques seraient représentés par la différence entre l'accumulation sédimentaire totale (1184 kg) et l'apport fluvial du Saint-Laurent (800 kg).

La circulation estuarienne qui apporte des eaux du golfe Saint-Laurent est probablement responsable d'une partie des 384 kg de Hg provenant de l'atmosphère, puisque le Hg accumulé dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent est essentiellement d'origine atmosphérique. Les apports atmosphériques compteraient donc pour un peu plus de 30 p. 100 du Hg accumulé dans les sédiments de l'estuaire maritime.

baie, l'anse du Moulin dont l'environnement physique naturel a été profondément modifié par les activités liées au développement portuaire (construction de quais, remblayage, dragage, etc.). Historiquement, les causes principales de la contamination des sédiments de l'anse du Moulin sont attribuées aux effluents d'une aluminerie contaminés par les BPC contenus dans des systèmes hydrauliques et par les HAP libérés lors de l'électrolyse de l'aluminium par le procédé Söderberg, ainsi qu'aux pertes de brai lors des opérations de transbordement. L'épaisseur des dépôts contaminés atteint près de 4 mètres aux alentours des quais (SNC-Lavalin, 1995). Une partie de ces sédiments contaminés ont été immergés dans la baie des Anglais lors des dragages d'entretien des quais. La dispersion des sédiments contaminés lors de leur mise en dépôt en mer, ainsi que la remise en suspension périodique des sédiments contaminés par les vagues de tempête pourraient expliquer la contamination de cette baie (SNC-Lavalin, 1995).

En 1990, la plupart des teneurs en BPC et en HAP trouvées dans les sédiments de l'anse du Moulin et de la baie des Anglais dépassaient le SCS (tableau 15). Le degré de contamination le plus élevé a été observé à

l'anse du Moulin. À cet endroit, la teneur maximale des sédiments en BPC atteignait plus de 70 fois le SSE, et la concentration maximale de HAP se situait à un niveau équivalent à plus de 230 fois la teneur préindustrielle (tableau 15). En 1990, le niveau de pollution appréhendée par les HAP dépassait le SEN presque partout à l'anse du Moulin. En ce qui concerne la baie des Anglais, des teneurs en BPC et en HAP comparables à celles mesurées à l'anse du Moulin ont été trouvées dans l'aire de dépôt des déblais de dragage localisée dans cette baie, également contaminée par le mercure et le plomb (tableau 15). Une étude récente (Lebeuf *et al.*, 1996b) concluait que le degré de contamination par les BPC et les furannes trouvés dans les sédiments de surface (0-3 cm) de la baie des Anglais est au moins dix fois plus élevé que celui observé dans les sédiments du chenal Laurentien.

Les résultats préliminaires d'une étude menée en 1994 ont permis de confirmer l'étendue de la contamination et d'estimer le volume de sédiments de l'anse du Moulin et de la partie adjacente de la baie des Anglais contaminés par les BPC et les HAP. Au total, le volume de sédiments fortement contaminés (> SEN) représente environ 300 000 m³, dont près

de la moitié se retrouve dans le premier mètre de sédiments (SNC-Lavalin, 1995). Entre 1985 et 1993, des mesures visant à réduire les sources locales de contamination ont été prises et aujourd'hui, les fuites de BPC et de HAP à l'environnement ont été presque complètement éliminées (Fortin *et al.*, 1996). En 1995, des études sur la pertinence d'une intervention visant la restauration des zones contaminées ont été entreprises, et on ne connaît pas encore les conclusions.

Baie des Chaleurs

En 1984, de vastes secteurs de la baie des Chaleurs étaient contaminés par le mercure et le cadmium (tableau 16). Les zones les plus fortement contaminées sont situées le long de la côte nord du Nouveau-Brunswick, au large des agglomérations de Dalhousie et de Belledune. Dans la région de Dalhousie, le mercure atteignait un niveau de contamination équivalent à plus de 80 fois la teneur préindustrielle et le niveau de pollution appréhendée dépassait le SEN (tableau 16). Les rejets d'une usine de chlore et de soude caustique établie à Dalhousie constituent la principale source historique de contamination de cette baie par le mercure. En outre, les déblais de dragage des

Tableau 15 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la baie des Anglais et à l'anse du Moulin en 1990

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Cadmium	0,50 ¹	0	3,0	n.a.	–	–
Cuivre	40,00	0	86,0	n.a.	2,1	Baie des Anglais
Mercure	0,08	47,1	1,0	0	8,3	Baie des Anglais
Plomb	40,00	11,8	170,0	n.a.	3,0	Baie des Anglais
Zinc	287,50	0	540,0	n.a.	1,0	Baie des Anglais
HAP ²	1,47	94,1	3	94,1 ⁴	231,3	Anse du Moulin
BPC	0,05	94,1	5	11,8	72,5	Anse du Moulin

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de GTBA, 1993.

1. Limite de détection analytique.
 2. Somme des 7 HAP pour lesquels un SEN a été établi (voir l'annexe 3).
 3. Varie selon la substance considérée (voir l'annexe 3).
 4. Pourcentage des stations où au moins 1 des 7 HAP > SEN.
 5. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).
- n.a. : Le test de dépassement du SEN n'a pas été appliqué faute de données sur les concentrations extractibles.

installations portuaires de Dalhousie, mis en dépôt au large des quais, seraient responsables de la contamination du secteur par les métaux lourds, dont le cadmium. Les sédiments trouvés aux environs du port de

Belledune en 1984 étaient contaminés par le cadmium, le mercure et le plomb. On note un enrichissement anthropique des sédiments en cadmium correspondant à 27 fois la teneur préindustrielle et le niveau de

pollution appréhendée par ce métal dépassait le SEN (tableau 16). Les rejets d'une usine d'affinage du plomb implantée à Belledune ont été identifiés comme la principale source de cette contamination.

Tableau 16 Contamination significative, pollution appréhendée et contamination maximale dans la baie des Chaleurs en 1979

Substance	Contamination significative		Pollution appréhendée		Contamination maximale	
	Seuil de contamination significative (SCS) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SCS	Seuil d'effets néfastes (SEN) (mg/kg)	% des stations où la teneur > SEN	Facteur d'enrichissement anthropique (FEA)	Secteur
Cadmium	0,38	42,4	3,0	n.a.	27,3	Belledune
Mercure	0,08	34,2	1,0	2,6	83,3	Dalhousie
Plomb	40,00	13,2	170,0	n.a.	5,6	Belledune
BPC ¹	0,015	0	²	0	1,5	Centrale

Source : Données brutes tirées de l'étude de caractérisation de Matheson et Bradshaw, 1985.

1. Aroclore 1254 seulement.
2. Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).

n.a. : Le test de dépassement du SEN n'a pas été appliqué faute de données sur la concentration extractible.



Centre Sa
rent - Christiane Hudon

La remise en circulation des sédiments

Le chenal de navigation est dragué régulièrement pour maintenir les profondeurs requises pour la navigation commerciale. Les activités de dragage sont concentrées dans le tronçon compris entre Montréal et Québec ainsi que dans le moyen estuaire et le golfe. Le dragage, le creusement, le remblayage, le remplissage, le redressement et la mise en dépôt des déblais sur la rive sont soumis aux lois fédérales ou provinciales selon la juridiction du site.

On sait que les substances toxiques ont tendance à s'associer aux fines particules organiques et inorganiques en suspension dans l'eau et à se déposer dans les zones de faibles courants. Les navires qui touchent le fond à cause d'un tirant d'eau insuffisant ou lors des ancrages provoquent de la turbulence sur le fond et soulèvent les sédiments. Une autre cause fréquente de remise en circulation des sédiments est le dragage et le largage des sédiments dragués sur le fond. Localement, les courants de marée, les vents de tempête et les coulées de masse sur les pentes des chenaux du lit, remettraient en circulation une certaine quantité de sédiments, mais ces événements sont mal connus et les volumes sont difficilement quantifiables. (Nous référons le lecteur à la carte *Le Saint-Laurent : assèchement, remblayage et dragage*).

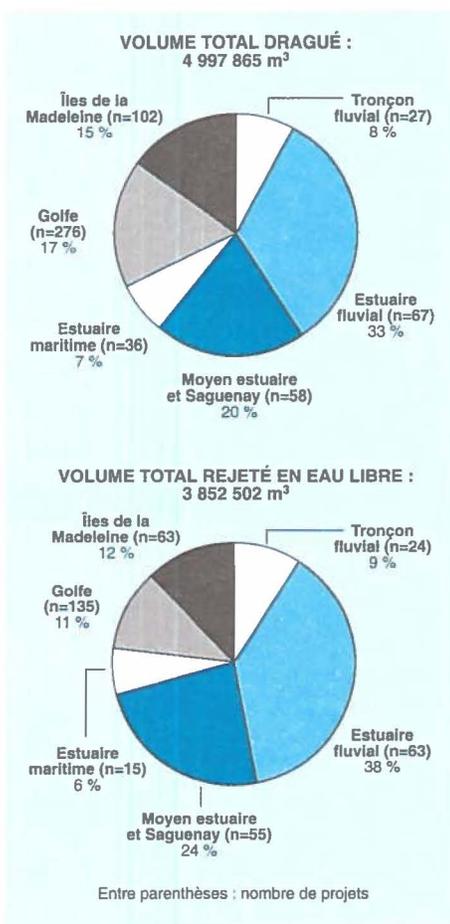
Travaux d'entretien et de capitalisation

Le chenal de navigation est sondé chaque année pour s'assurer de conditions de navigation sécuritaires. Les travaux d'entretien, qui consistent à enlever la couche nouvellement accumulée de sédiments, sont réalisés à des intervalles plus ou moins réguliers pour contrer la tendance

naturelle du cours d'eau à rétablir son profil original. Les nouvelles aires de navigation nécessitent l'excavation de volumes importants de matériaux de texture variable, allant du roc aux argiles marines, généralement moins contaminés si les travaux atteignent les couches sédimentaires datant de l'ère préindustrielle.

Entre 1983 et 1993, cinq millions de mètres cubes de sédiments ont été dragués dans le Saint-Laurent et le golfe, dont quatre millions ont été rejetés en eau libre (figure 32). On estime à un peu plus de 450 000 m³ le volume annuel moyen de sédiments dragués à la grandeur du chenal de navigation et à un peu moins 400 000 m³ le volume de sédiments rejetés en eau libre.

Le golfe et les îles de la Madeleine, avec respectivement 276 dragages et 102 dragages, représentent 67 p. 100 de l'ensemble des projets mais seulement 32 p. 100 des volumes dragués (figure 32). L'estuaire fluvial vient en tête pour ce qui est du volume moyen de sédiments dragués par projet. Les 1 614 692 m³ de sédiments dragués entre 1983 et 1993 représentent un volume moyen de 24 099 m³ par projet. Pour la même période, la moyenne de sédiments dragués dans le golfe n'était que de 3106 m³ par projet.



Source : Centre Saint-Laurent, 1993c.

Figure 32 Importance relative des dragages et des rejets de déblais entre 1983 et 1993

La Voie maritime du Saint-Laurent, de Cornwall au petit bassin de La Prairie, n'est presque jamais draguée. Montréal, Boucherville et Contrecoeur sont les seuls secteurs du tronçon fluvial où des dragages sont nécessaires mais les volumes prélevés sont peu importants : entre 2000 m³ et 10 000 m³. Le lac Saint-Pierre comporte cinq principaux sites de dragage concentrés surtout dans le secteur des îles de Berthier-Sorel, au centre, ainsi qu'à la sortie du lac. Les volumes de sédiments dragués dans ces secteurs sont relativement importants et dépassent fréquemment 10 000 m³. Plus en aval, dans l'estuaire fluvial, les sites intensément dragués sont la Course de Bécancour, l'aire de mouillage de Batiscan, la traverse de Cap-Santé et l'aire de mouillage de Portneuf. C'est toutefois

dans la portion du chenal en face de Québec et à l'est de l'île d'Orléans, incluant l'île aux Coudres, que les sites de dragage sont les plus nombreux et que les volumes sont les plus importants. On y compte une vingtaine de sites et dans sept d'entre eux, le volume moyen de sédiments dragués dépasse 50 000 m³. Le chenal de navigation localisé dans l'estuaire maritime et le golfe, donc en eau profonde, ne nécessite jamais de dragage d'entretien. Par contre, la plupart des aires portuaires de la côte gaspésienne sont sujettes à une forte sédimentation et elles font l'objet de fréquents dragages d'entretien impliquant des volumes inférieurs à 10 000 m³. Les îles de la Madeleine se démarquent à ce chapitre avec huit sites dragués sur une base quasi annuelle, avec des volumes excavés de 10 000 m³ et plus.

En pratique, les sédiments dragués dans le Saint-Laurent et le golfe sont généralement peu contaminés et ils sont rejetés en eau libre à proximité du site des travaux à Contrecoeur, à Bécancour, au lac Saint-Pierre, à Cap-de-la-Madeleine, à la confluence de la rivière Saint-Maurice, à Batiscan, à Saint-Pierre-les-Becquets, à la pointe est de l'île d'Orléans, à Rivière-du-Loup ainsi qu'aux îles de la Madeleine. Entre 1983 et 1993, ces différents sites de dépôt ont reçu à au moins une reprise plus de 10 000 m³ de sédiments en provenance de zones draguées. Les sédiments sont parfois transportés jusqu'à 40 km du site de dragage, faute de fosse propice au dépôt des matériaux dragués ou parce que les sites à proximité sont déjà comblés.

Impacts appréhendés au site d'un dragage

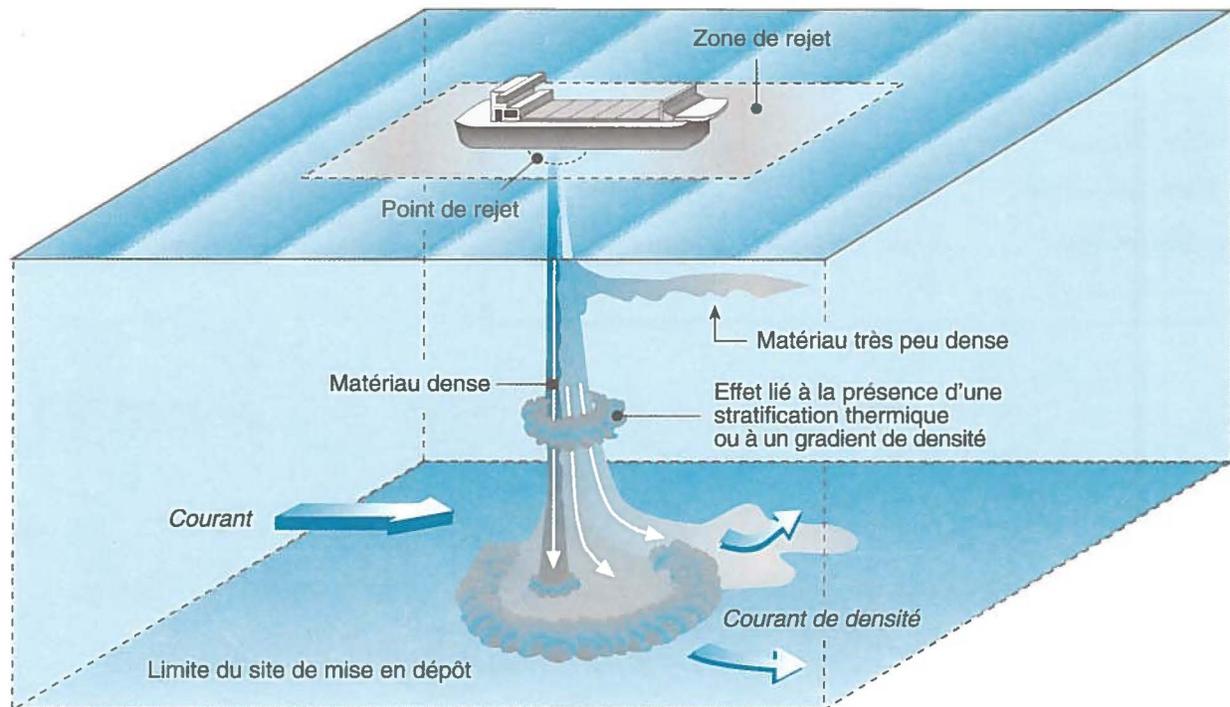
Même dans les meilleures conditions, le dragage entraîne inévitablement le rejet d'un certain pourcentage de sédiments dans la colonne d'eau. La qualité de l'eau à proximité d'un site de dragage peut être altérée par une augmentation de la turbidité résultant d'une hausse des MES. De plus, la dispersion de contaminants est possible si des BPC et des HAP sont adsorbés aux particules et à la matière organique en raison de leur très faible solubilité, tandis qu'une

forte concentration de matière organique dans les sédiments entraînera la dispersion d'éléments nutritifs pouvant causer une hausse de la demande chimique en oxygène (Environnement Canada, 1994).

Les sédiments dragués sont généralement de granulométrie moyenne — silts et sable; dans certains secteurs du moyen estuaire où les courants sont forts et la turbidité élevée, les matériaux sont principalement composés de sables grossiers et de graviers. Selon leur teneur en matière organique, ils peuvent contenir des métaux lourds sous forme de sulfures, des composés stables en l'absence d'oxygène et lorsque le pH est neutre. Or, si les sulfures sont asséchés ou égouttés lors d'une mise en dépôt terrestre, ils s'oxydent et relâchent alors des métaux qui se retrouveront en solution dans les eaux d'égouttement (lixiviats) du dépôt. Les pesticides, les BPC, les HAP, les organohalogénés et les hydrocarbures d'origine minérale sont adsorbés aux particules et à la matière organique en raison de leur très faible solubilité.

Les quantités de sédiments perdus lors des opérations sont liées à la granulométrie des sédiments, aux conditions hydrodynamiques au site de dragage et au type de drague utilisée. On estime qu'entre 2 et 6 p. 100 des sédiments dragués sont perdus dans la colonne d'eau et entre 50 et 70 p. 100 se déposent sur le fond, dans un rayon de 500 m du site des travaux (Environnement Canada, 1994). Les sédiments fins, qui ont plus d'affinité pour les contaminants, demeurent longtemps en suspension après une opération de dragage. Plus les sédiments sont fins et non cohésifs, plus ils ont tendance à former des panaches de MES si la couche d'eau est de densité inégale ou en présence de courants, alors que les sédiments grossiers comme les sables et les graviers, les blocs et les fragments d'argiles anciennes se déposent rapidement sur le fond (figure 33).

Les secteurs régulièrement dragués, continuellement perturbés par le passage ou les manœuvres des navires, présentent des communautés benthiques généralement appauvries et dominées par des espèces



Source : Environnement Canada, 1994.

Figure 33 Comportement des sédiments au cours du rejet en eau libre

opportunistes. Lorsqu'il s'agit de nouveaux chantiers, les modifications physiques au site dragué peuvent entraîner la destruction d'habitats importants pour les organismes benthiques, les poissons, etc.

Des activités de dragage répétées au même endroit ont pour effet de réduire localement la diversité des espèces benthiques, leur biomasse globale et la densité des organismes (Wildish et Thomas, 1985 cité dans Environnement Canada, 1994). Dans le cas de rejet en eau libre, les organismes benthiques recoloniseraient le site en moins de deux semaines si les sédiments rejetés sont de même nature que les anciens et si la nouvelle couche de sédiments ne dépasse pas 15 cm.

Les poissons peuvent être affectés temporairement par une baisse de l'oxygène dissous causée par l'augmentation des particules organiques en suspension dans l'eau. Dans la mesure où les sites de fraie et les sources de nourriture ne sont pas détruits par les déblais, les impacts

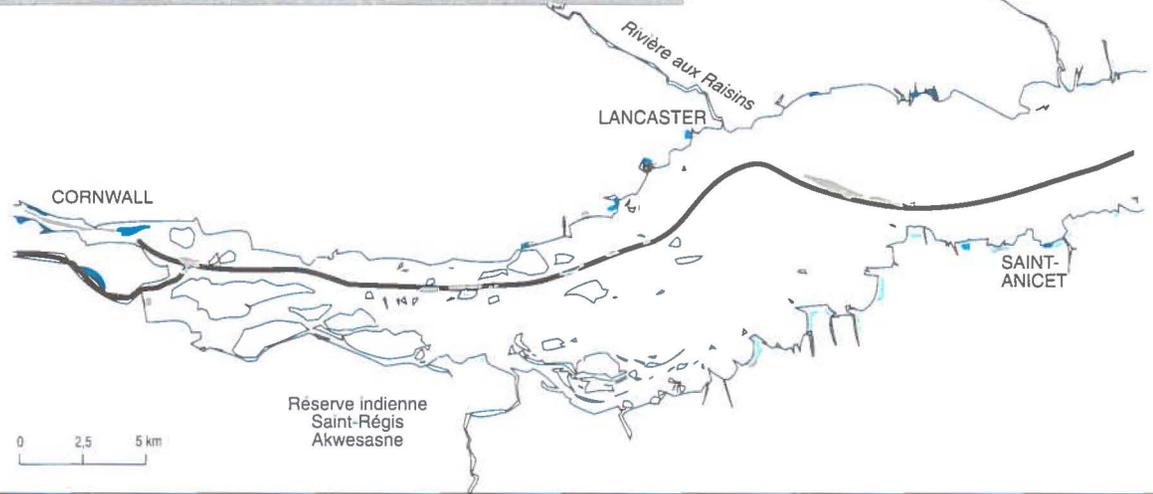
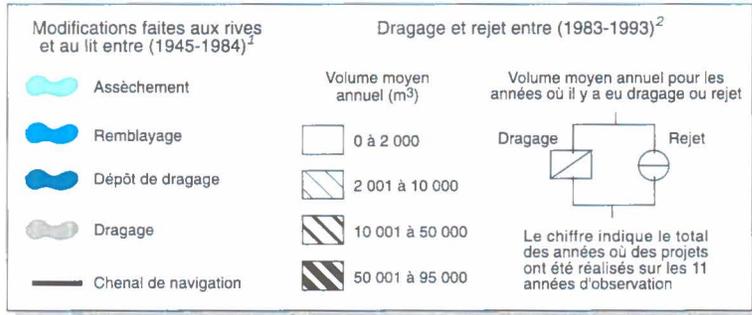
du rejet en eau libre sur la plupart des espèces ichthyennes sont généralement minimales et temporaires. Certaines espèces sont cependant plus vulnérables, par exemple le Hareng qui fixe ses œufs sur le fond ou le Lançon qui s'enfouit dans les sédiments. Les fosses plus ou moins comblées par des déblais de dragage seraient préjudiciables à certaines espèces, par exemple l'Esturgeon jaune, un poisson de fond qui utilise celles-ci comme un refuge thermique pendant l'été. (On trouvera à l'annexe 7 la liste des impacts potentiels d'un projet de dragage.) Même si les sédiments ne sont pas contaminés et que les particules draguées sont grossières, par exemple des sables, on ne peut exclure le risque d'impacts sur les fosses et les milieux humides proches des secteurs de dragage. Dans le cas des marais, les plantes peuvent s'adapter à des changements des conditions sédimentaires (granulométrie, taux de sédimentation) mais passé un certain seuil, les espèces végétales et animales disparaissent.

Cadre légal et procédures administratives des dragages et des rejets en eau libre

Les travaux de capitalisation et les dragages d'entretien sont soumis à la *Loi canadienne d'évaluation environnementale* (LCEE). Les projets exécutés en dehors des propriétés fédérales ou des espaces de juridiction fédérale sont soumis à la *Loi sur la qualité de l'environnement du Québec* (Q-2, r.9). Ainsi, le dragage, le creusement, le remblayage, le remplissage, le redressement et la mise en dépôt sur la rive, sur une distance de 300 mètres ou plus ou sur une superficie de 5000 m² et plus, doivent faire l'objet d'une étude d'impact sur l'environnement (Centre Saint-Laurent, 1993b). Si les superficies sont plus petites, le promoteur doit quand même soumettre une demande de certificat d'autorisation au ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) en vertu de l'article 22 de ladite loi.

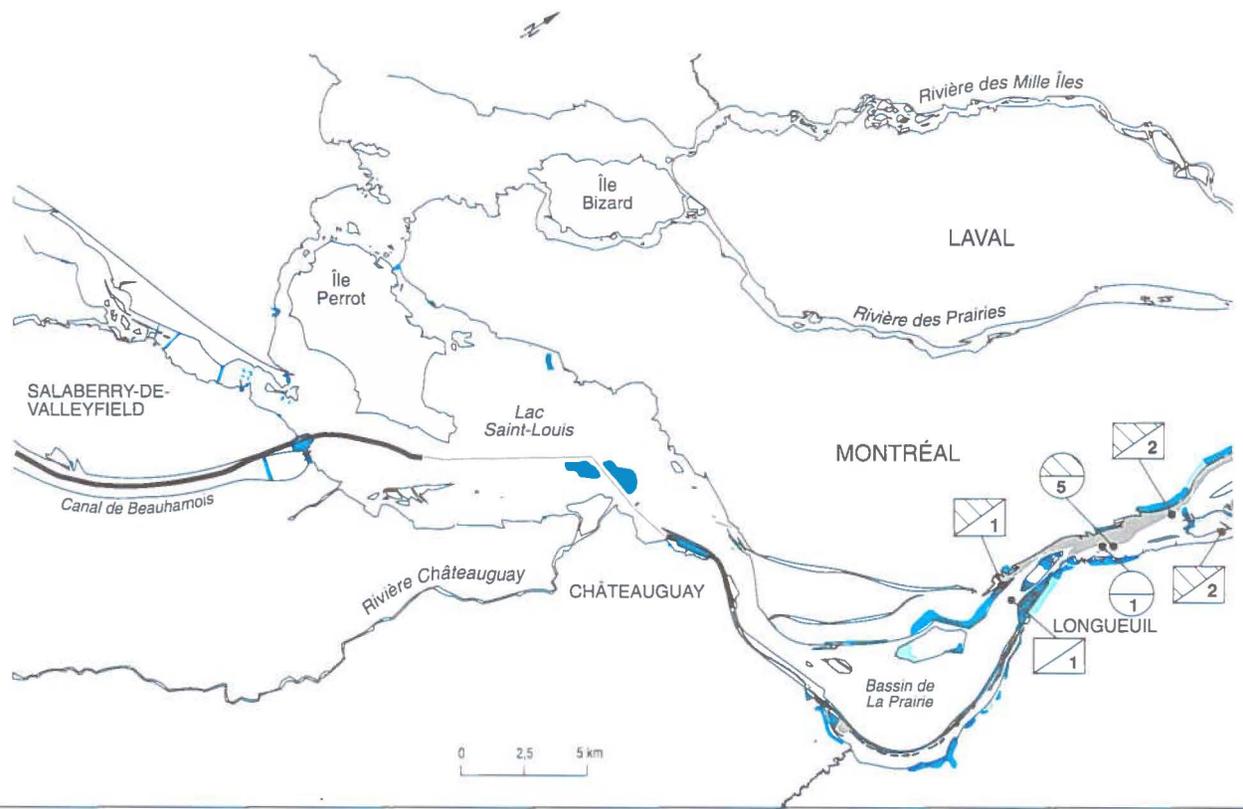
Les dragages entrepris dans l'estuaire maritime et dans le golfe avec rejets en eau libre doivent au préalable avoir

CORNWALL-POINTE-DES-CASCADES



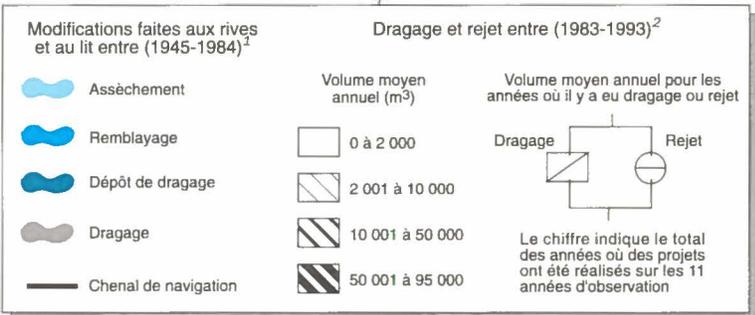
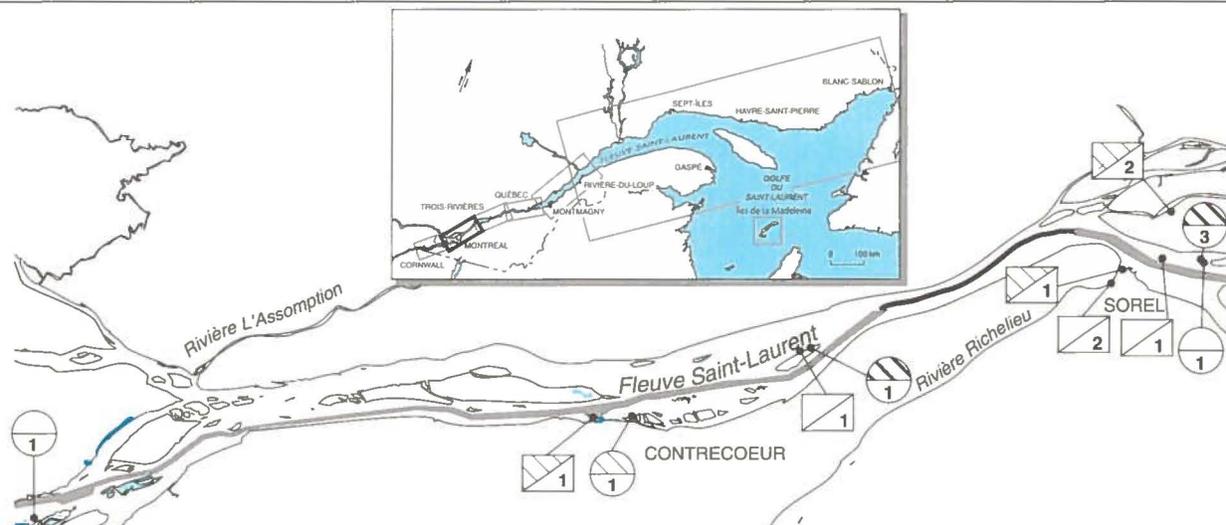
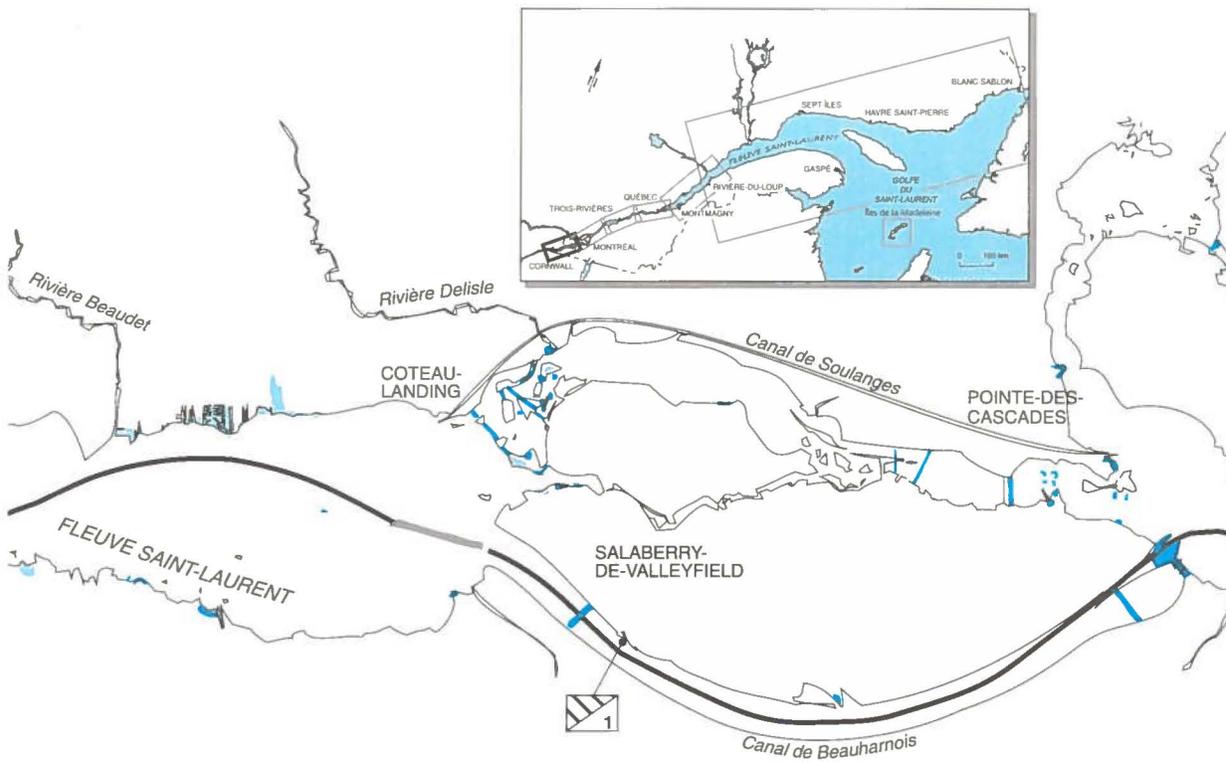
Sources : ¹ Marquis et al., 1991. ² Centre Saint-Laurent, 1993.

MONTRÉAL-SOREL

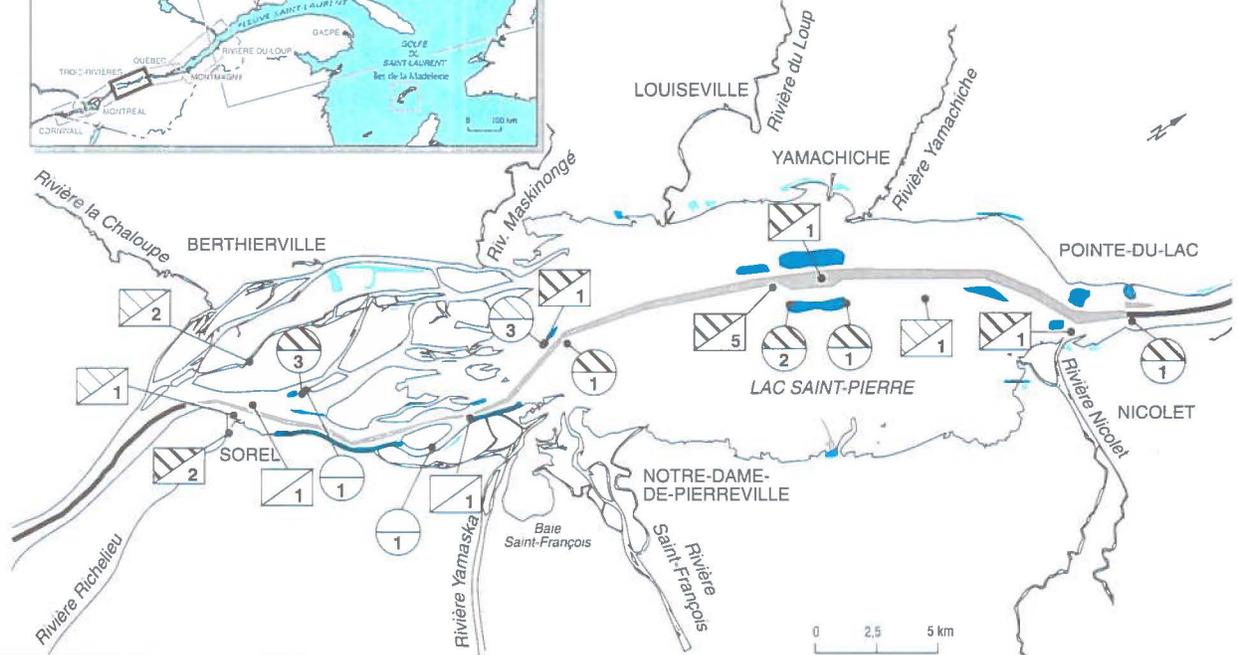
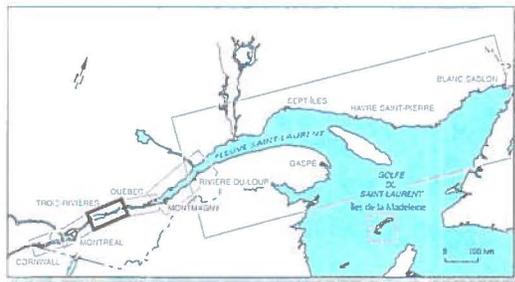


Sources : ¹ Marquis et al., 1991. ² Centre Saint-Laurent, 1993.

Le Saint-Laurent : assèchement, remblayage et dragage

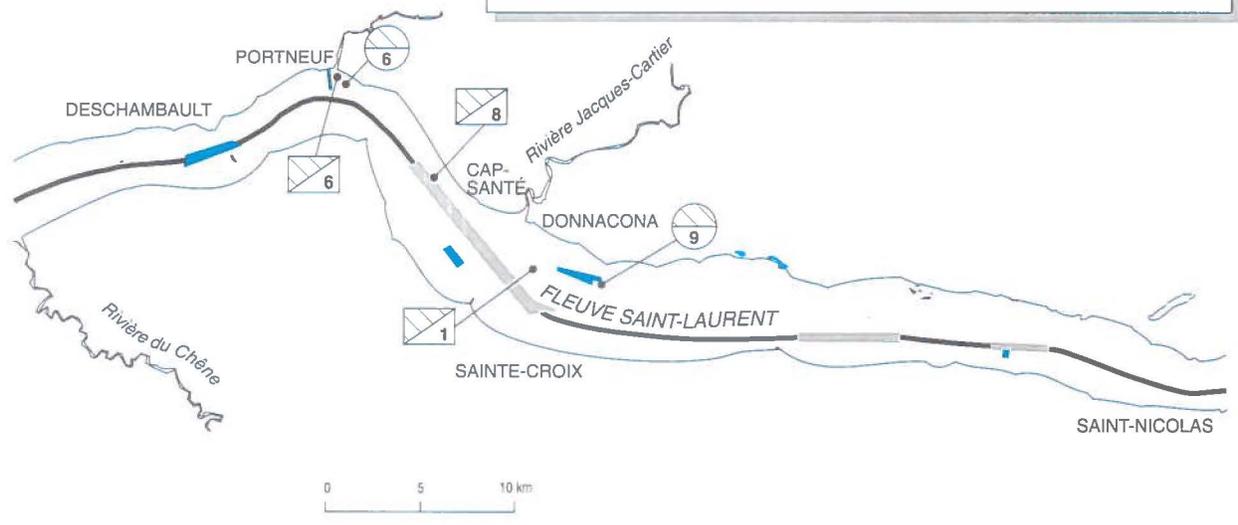
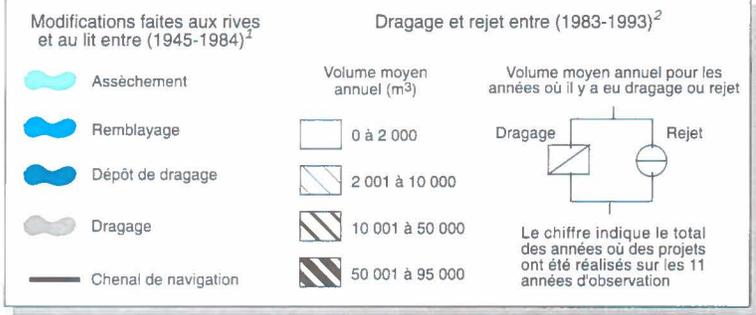


SOREL-DESCHAMBAULT



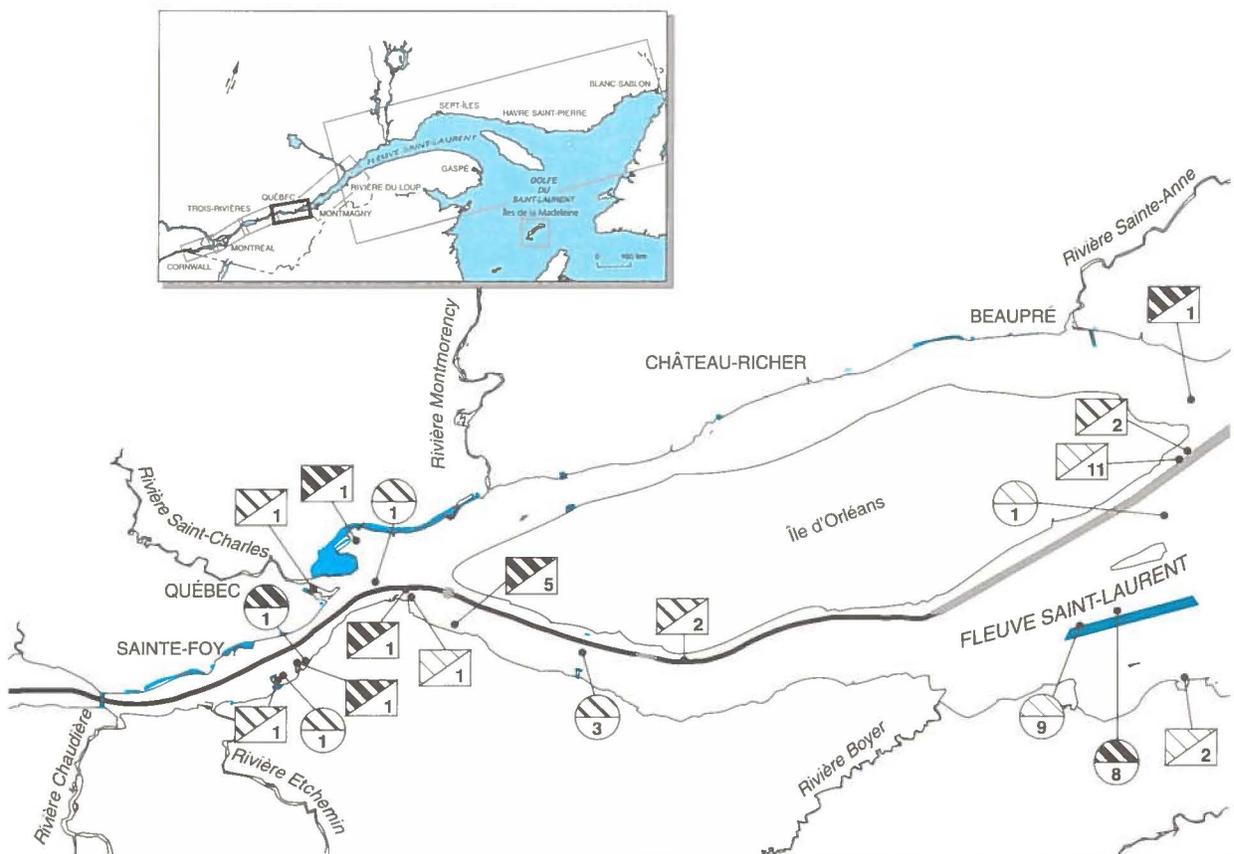
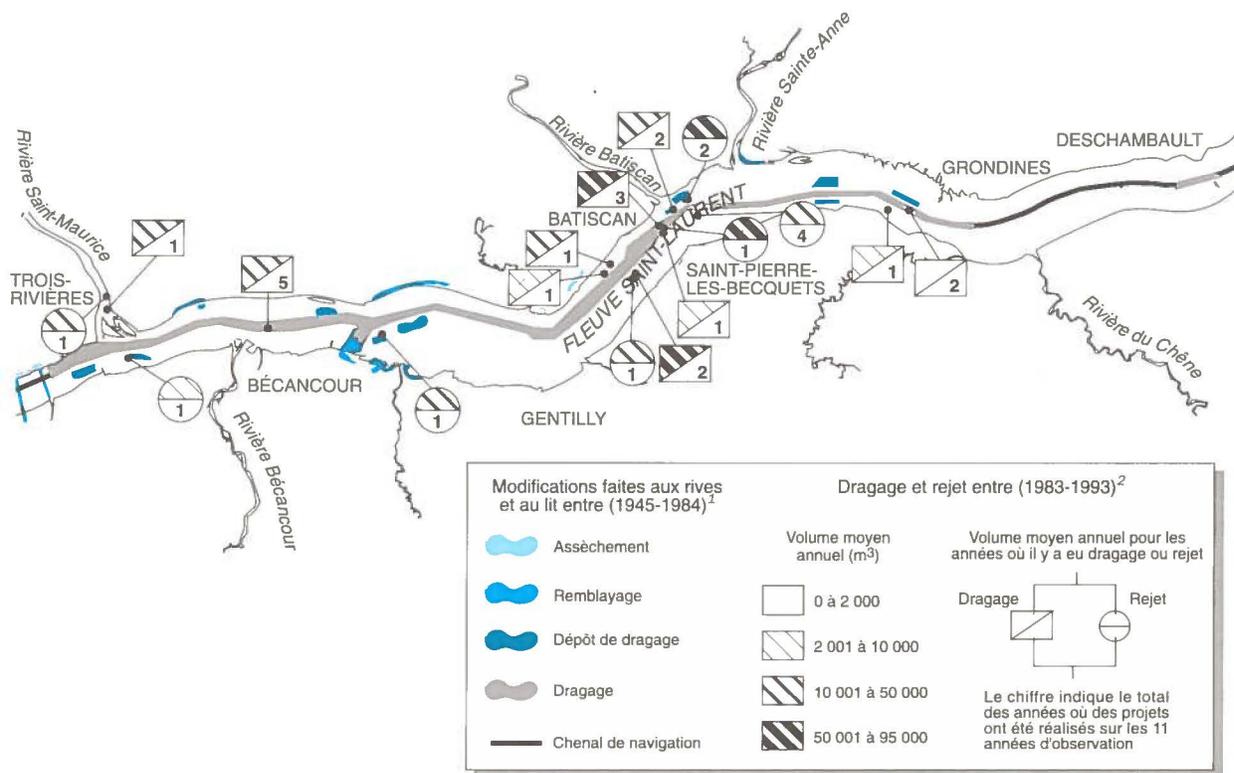
Sources : ¹ Marquis et al., 1991. ² Centre Saint-Laurent, 1993.

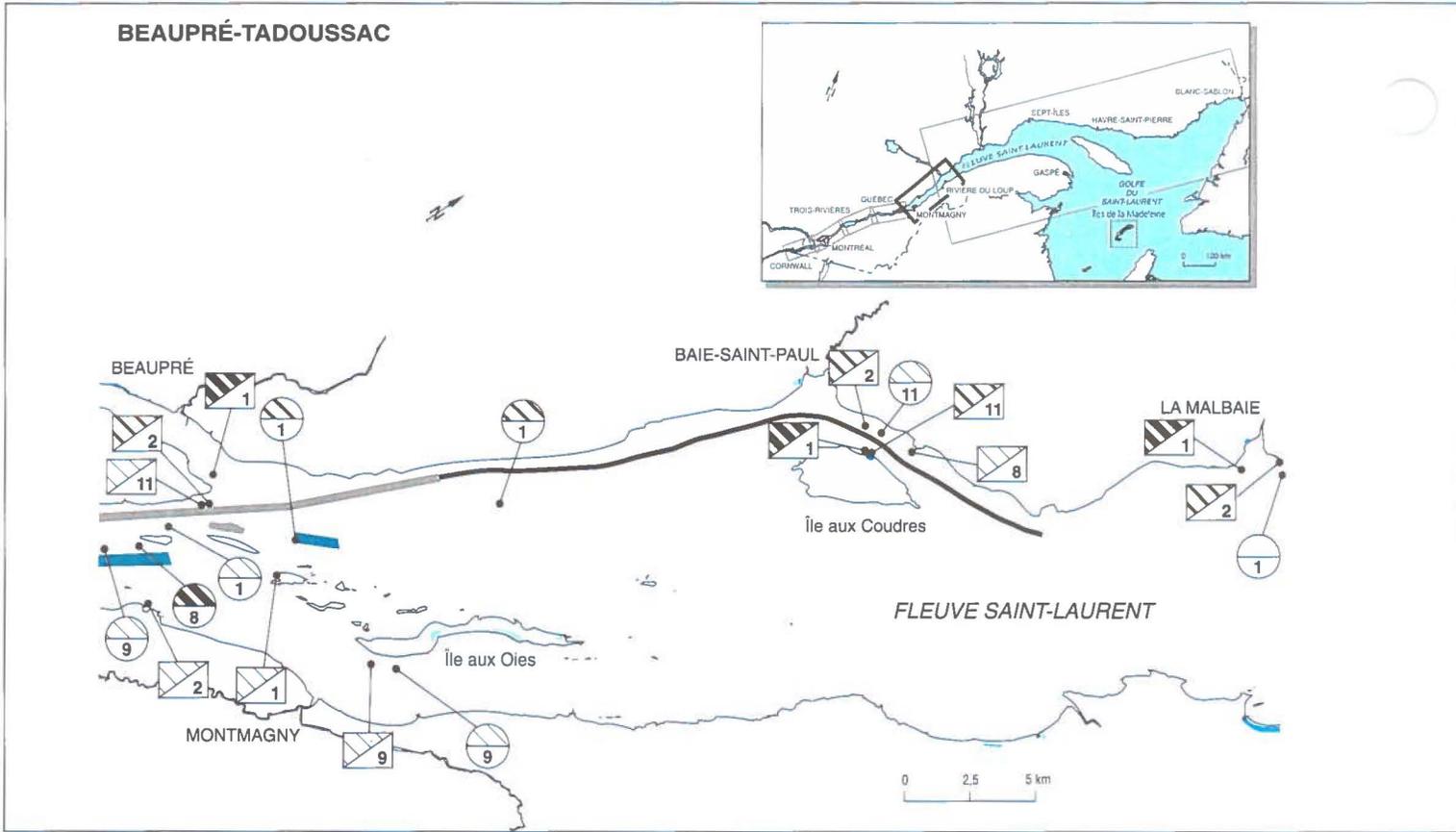
DESCHAMBAULT-BEAUPRÉ



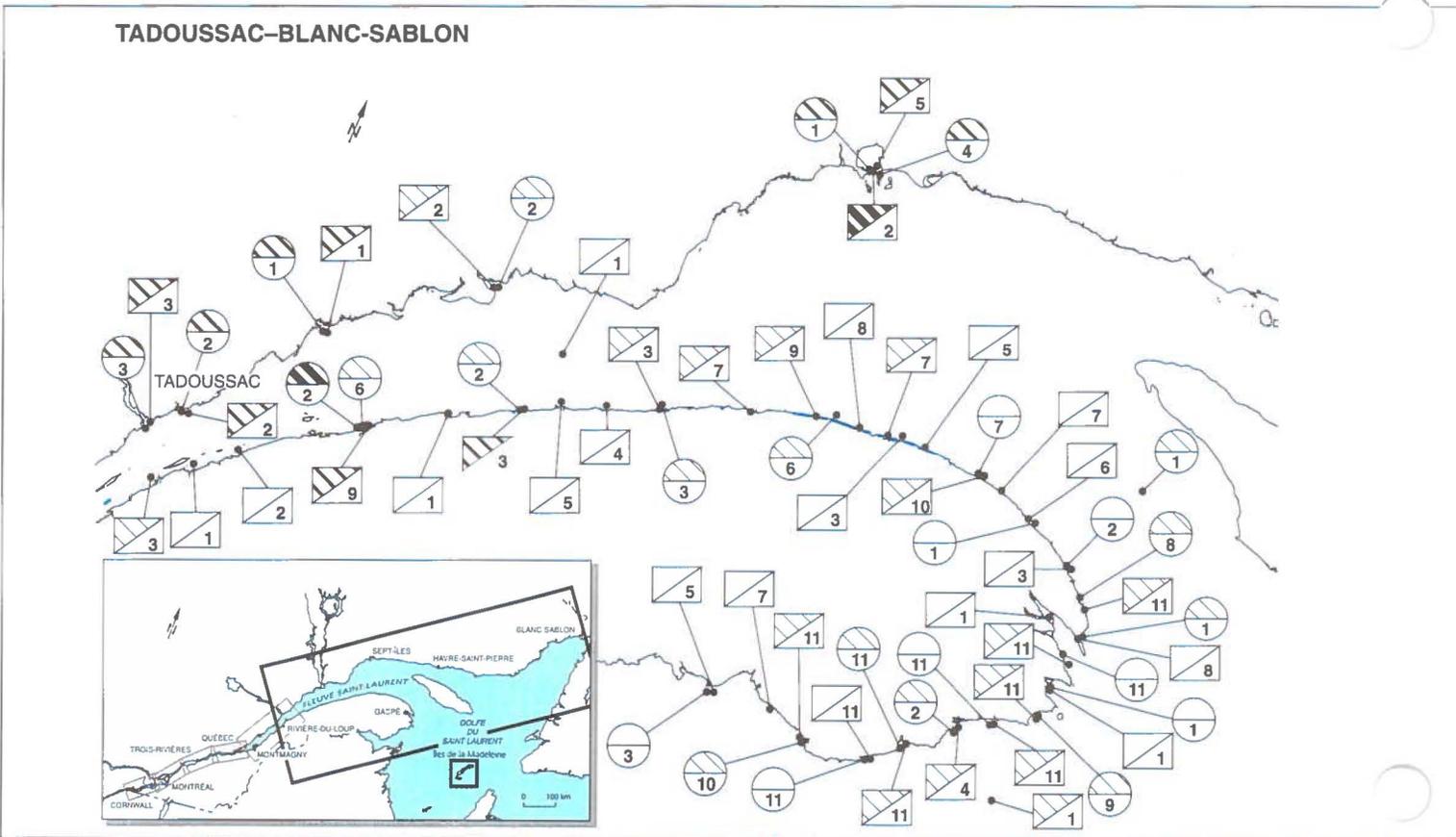
Sources : ¹ Marquis et al., 1991. ² Centre Saint-Laurent, 1993.

Le Saint-Laurent : assèchement, remblayage et dragage (suite)



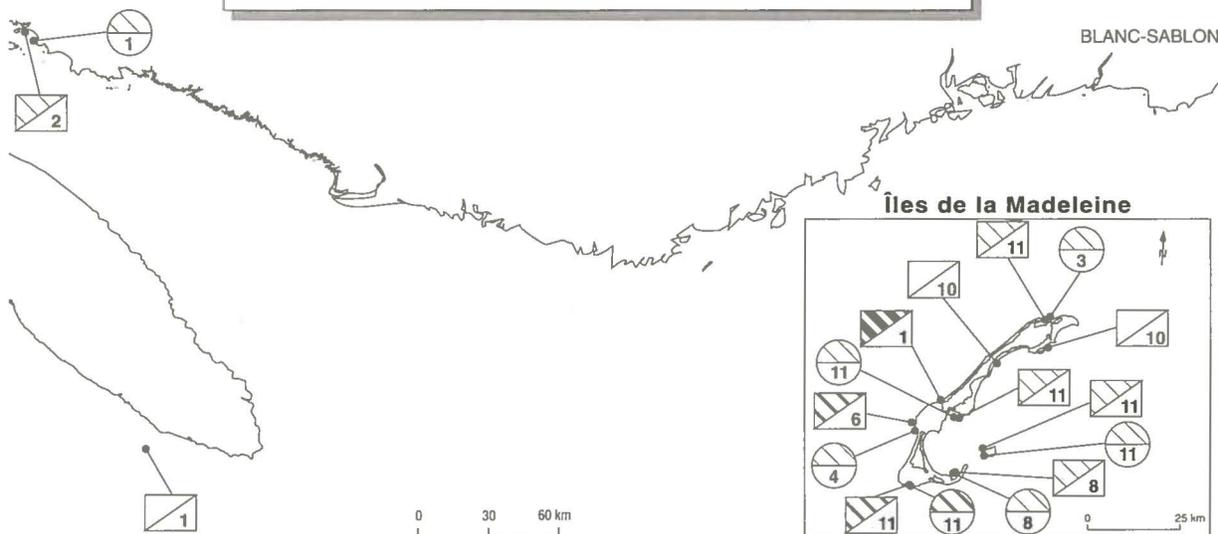
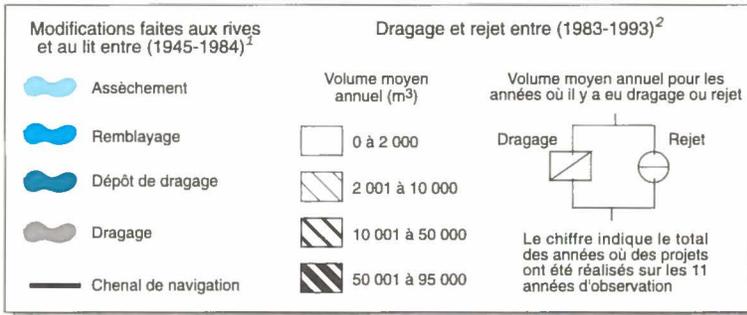
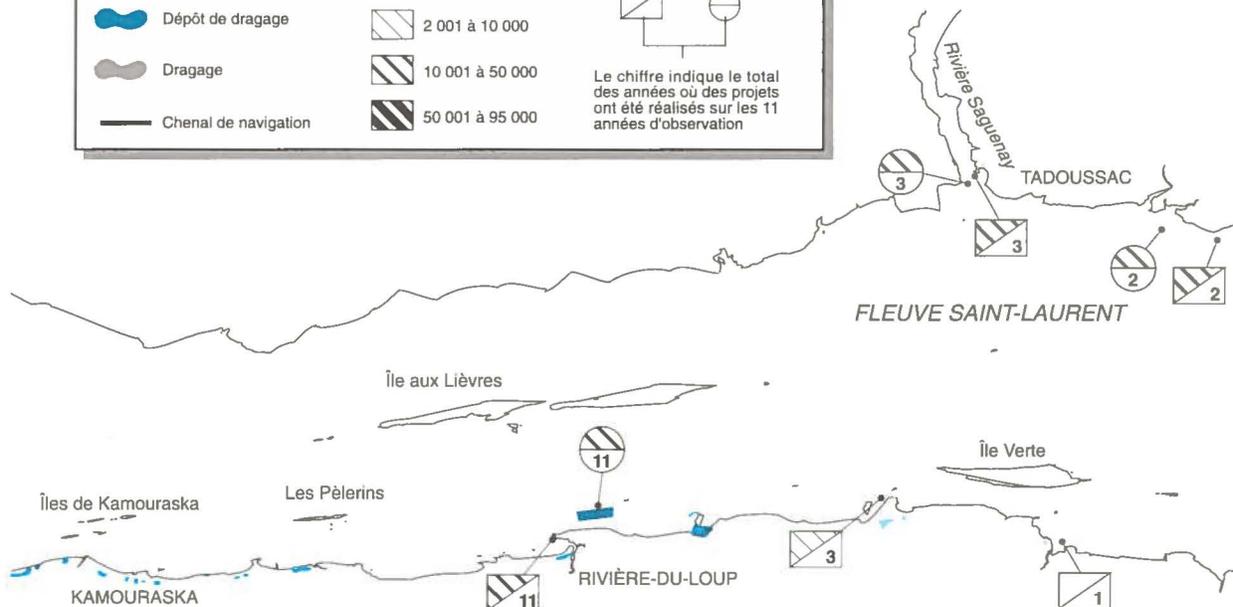
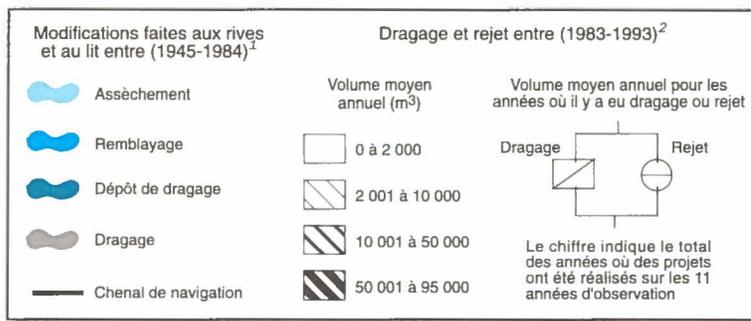


Sources : ¹ Marquis et al., 1991. ² Centre Saint-Laurent, 1993.



Sources : ¹ Marquis et al., 1991. ² Centre Saint-Laurent, 1993.

Le Saint-Laurent : assèchement, remblayage et dragage (suite)



fait l'objet d'une demande au Comité aviseur sur les rejets en mer (CAREM). La zone visée est située à l'est du 63^e méridien de longitude ouest et à l'est d'une ligne passant par Cap-des-Rosiers et la pointe ouest de l'île d'Anticosti (incluant les eaux québécoises de la baie des Chaleurs).

L'examen environnemental préalable tente d'identifier le mieux possible les effets toxiques significatifs sur les organismes benthiques à l'aide de bioessais normalisés. Lorsque les sédiments à draguer recèlent des teneurs en métaux lourds et en composés organiques égales ou inférieures au seuil d'effets mineurs (SEM), le rejet en eau libre est autorisé car les effets toxiques sur la faune benthique sont minimes. Le rejet en eau libre peut être retenu dans la mesure où les sédiments montrent une contamination égale ou inférieure à celle du site récepteur. Si les teneurs sont plus élevées et dépassent le SEM, le confinement sécuritaire en milieu aquatique, en rive ou en milieu terrestre est généralement retenu. Le seuil d'effets néfastes (SEN) est le seuil délimitant la teneur critique au-dessus de laquelle les effets nocifs appréhendés pour les organismes benthiques sont importants. En présence de sédiments qui dépassent ce seuil, la seule alternative est le contrôle des sources de pollution et la restauration du site (CSL et MENVIQ, 1992).

Environnement Canada, en collaboration avec plusieurs partenaires, a publié une série de guides de bonnes pratiques pour baliser ce type d'activités et pour faire en sorte que les impacts soient évités ou atténués.

Ces guides sont couramment utilisés par les promoteurs, les firmes d'experts-conseils en environnement

et les gestionnaires gouvernementaux pour tous les projets de dragage réalisés sur le Saint-Laurent. Ils feront l'objet de révision au fur et à mesure que de nouveaux développements surviendront dans ce domaine.

Que faire lorsque les sédiments sont contaminés ?

Le confinement sécuritaire en milieu aquatique consiste à placer des sédiments contaminés dans une dépression ou dans un site où les conditions hydrodynamiques assurent la stabilité des matériaux, et à les recouvrir d'une couche de sable ou de limon non contaminé. Cette méthode a l'avantage d'éviter la contamination du sol et des eaux souterraines en milieu terrestre tout en maintenant les sédiments en milieu anaérobie et en conditions réductrices. La méthode doit être appliquée sur un site offrant des conditions hydrodynamiques stables et elle est généralement considérée sécuritaire jusqu'à 90 mètres de profondeur. On évalue à 30 cm l'épaisseur de la couche de matériaux propres à déposer sur les sédiments contaminés et à 50 cm l'épaisseur nécessaire pour maintenir le dépôt hors de portée des organismes benthiques fouisseurs. Le principal problème rattaché à cette méthode est la migration des eaux interstitielles vers la couche de recouvrement lors du tassement des sédiments contaminés dans les premières semaines qui suivent la mise en place du dépôt (Environnement Canada, 1994).

Une autre solution consiste à déplacer les sédiments vers la terre ferme et à les déposer sur une couche étanche constituée d'une matière ou d'un matériau naturel (argile, mousse de tourbe) ou artificiel (sable-bentonite, membranes synthétiques), puis à les

recouvrir de matériaux isolants pour minimiser le ruissellement en surface et l'oxydation des sédiments. Dans ce cas, un drain doit également être mis en place pour recueillir les eaux d'égouttement ou lixiviats. Il n'existe cependant pas de matériau idéal pour encapsuler des sédiments fortement contaminés car les acides et les bases peuvent dissoudre la structure de l'argile, la mousse de tourbe peut se saturer et entraîner la solubilisation des métaux lourds alors que la combinaison sable-bentonite n'est jamais complètement étanche (Environnement Canada, 1994). La mise en dépôt contrôlée consiste à créer un bassin de sédimentation permettant de capter les matières solides en suspension et éviter ainsi qu'elles se dispersent dans la colonne d'eau. L'eau débarrassée des particules fines est évacuée à travers des digues perméables, des seuils, des déversoirs ou par l'intermédiaire de cellules filtrantes. Ces ouvrages peuvent être localisés en milieu terrestre ou aquatique. Leur forme et leurs dimensions varient en fonction des volumes prévus, des conditions particulières au site et de l'utilisation envisagée (Environnement Canada, 1994).

Le confinement terrestre doit être conforme aux directives énoncées dans la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* et dans l'ouvrage intitulé *Guide d'implantation et de gestion de lieux d'enfouissement de sols contaminés*.

CONCLUSION



Service canadien de la faune – Léo-Guy de Repentigny

Les principales constatations qui ressortent de cet exercice de synthèse et d'intégration des informations actuellement disponibles sur les sédiments du Saint-Laurent sont :

- La sédimentation permanente dans les lacs fluviaux est un phénomène récent qui résulte de la modification du régime hydrodynamique à partir du milieu du 20^e siècle. Celui-ci n'a pas changé de façon importante durant la dernière décennie et la répartition géographique des zones d'accumulation de sédiments fins est demeurée la même.
- En ce qui concerne les textures granulométriques, les particules fines, notamment les sables limoneux et le limon argileux, s'observent dans les lacs fluviaux et la partie profonde de l'estuaire maritime et du golfe. Là où la vitesse et la turbulence de l'eau sont plus grandes, c'est-à-dire dans les chenaux fluviaux, le moyen estuaire et sur la plateforme littorale du golfe, les sables et les graviers dominent.
- Une quantité relativement faible des MES en provenance des Grands Lacs, du tronçon international et des sources québécoises se dépose dans les lacs fluviaux et les bassins portuaires pour de longues périodes. La majeure partie des MES est transportée directement vers la mer ou s'arrête un temps dans le fleuve et sur les estrans de l'estuaire, où elles sont remises en suspension par les courants, les marées, les crues et les vagues de tempête, puis poursuivent leur course et se déposent finalement dans le

chenal Laurentien, deuxième fosse sédimentaire d'importance après les Grands Lacs.

- Les sédiments contaminés au-delà du seuil de contamination significative (SCS) occupent des superficies importantes des secteurs lenticulaires des lacs fluviaux et des zones portuaires de Montréal, Québec et Trois-Rivières. Dans le milieu marin, les zones fortement contaminées sont, toutes proportions gardées, plus localisées. C'est le cas notamment du bassin supérieur du fjord du Saguenay et de certains secteurs du golfe (baie des Anglais, baie des Chaleurs).
- Les critères intérimaires d'effets toxiques développés par nos gouvernements sont présentement les seuls qui permettent de juger des effets appréhendés de la contamination sur les communautés benthiques. Cette analyse montre que certains secteurs du lac Saint-Louis, du fjord du Saguenay et de la baie des Chaleurs recèlent des sédiments qu'on craint comme étant impropres à la survie des organismes benthiques en raison des hauts niveaux de mercure trouvés au milieu des années 1980. Le niveau actuel de contamination des couches superficielles de sédiments a sans doute diminué suite au tarissement des sources et du recouvrement des zones contaminées par des dépôts de meilleure qualité, notamment ceux entraînés dans le fjord du Saguenay lors des inondations de juillet 1996. Il y a lieu de noter que dans le cadre de la présente analyse, l'application des critères intérimaires d'effets toxiques n'a été possible que pour le mercure, car la majorité des études consultées ne rapporte que les concentrations totales des métaux dans les sédiments.
- L'évolution des teneurs en contaminants dans les carottes de sédiments montre que le niveau de contamination diminue graduellement depuis les années 1970. Ainsi, dans les zones de sédimentation permanente, les sédiments contaminés ont été recouverts graduellement par des sédiments de texture semblable mais de meilleure qualité. L'analyse des profils

de contamination a toutefois ses limites dans les portions du fleuve où les sédiments sont continuellement remis en suspension, comme c'est le cas généralement dans le moyen estuaire, et du comportement encore mal connu des métaux en eaux salées.

- La contamination des sédiments est un phénomène complexe qui ne se limite pas uniquement aux sources limitrophes de contamination. Des composés toxiques s'introduisent aussi dans le bassin de drainage par le jeu du cycle de l'eau et de la circulation atmosphérique. C'est le cas du mercure dont une partie trouvée dans les sédiments du chenal Laurentien provient des apports atmosphériques.
- Certains métaux lourds ne sont généralement pas bioamplifiés dans l'écosystème aquatique. Plusieurs organismes aquatiques possèdent des mécanismes de défense qui annulent ou diminuent la toxicité des métaux lourds. Les vertébrés tels que les poissons et les mammifères peuvent métaboliser les HAP et aussi les éliminer efficacement de leurs tissus ou les dégrader en diverses substances (métabolites). Certains métabolites pourraient cependant avoir des effets toxiques sur certains organismes aquatiques. Les BPC s'accumulent de façon permanente dans les tissus vivants, tout comme les HAP dans les invertébrés (moules, crevettes, polychètes, etc.). De façon générale, si les apports excèdent la capacité des mécanismes de défense, une bioaccumulation toxique est alors possible. Des exemples de bioaccumulation et de bioamplification chez des organismes benthiques vivant en contact étroit avec des sédiments contaminés ont été rapportés (*Bithynia tentaculata* dans le lac Saint-Louis et le Buccin de la baie des Anglais). Les sédiments contaminés peuvent aussi avoir des effets néfastes pour les communautés benthiques. On assiste à une diminution de la productivité et de la biodiversité du benthos qui se traduit par la disparition potentielle de sources alimentaires pour la faune aquatique. Quant au transfert potentiel des

contaminants des sédiments vers les poissons, lesquels ne sont généralement pas en contact étroit avec les sédiments, les recherches devront se poursuivre pour identifier les voies de transfert et leur importance.

- La construction de la Voie maritime du Saint-Laurent a considérablement modifié l'hydrodynamique du fleuve. Cet élément, conjugué à l'ensemble des travaux réalisés dans le lit du fleuve et sur les rives au cours des années 1960, serait responsable en partie des difficultés que connaissent plusieurs espèces de poissons. Les dragages d'entretien se font surtout dans l'estuaire fluvial, le moyen estuaire et le golfe. Dans l'ensemble du fleuve, un peu plus de 450 000 m³ de sédiments sont dragués chaque année et la quasi totalité est rejetée en eau libre en raison de leur faible contamination. Une procédure d'évaluation environnementale a été mise en place depuis la fin des années 1970 pour chaque projet de dragage afin d'anticiper et d'atténuer, au besoin, les impacts négatifs des projets sur le milieu récepteur.

Le développement du concept de SCS basé sur les teneurs préindustrielles (TPI) pour les substances chimiques naturellement présentes dans l'environnement, ou à défaut sur des concentrations de produits de synthèse (par exemple les BPC) jugées sans effet (SSE) sur les organismes benthiques, vise à établir un niveau de contamination des sédiments qui ne peut être attribué à d'autres sources que les activités humaines. Lorsque les niveaux préindustriels seront connus pour une large gamme de textures sédimentaires couvrant l'ensemble du Saint-Laurent ou de ses sous-systèmes, il sera alors possible d'évaluer avec plus de précision le niveau de contamination des sédiments et ainsi identifier les secteurs contaminés pouvant avoir des impacts négatifs sur les organismes vivants. La justesse de cette analyse découle de notre connaissance des niveaux préindustriels qui s'améliorera à la suite des efforts de la communauté scientifique dans le domaine de la caractérisation des sédiments du Saint-Laurent.

RÉFÉRENCES

(Incluent les ouvrages cités dans les annexes)

- Allen, G.P., J.C. Salmon, P. Bassoulet, Y. Du Penhoat et C. De Grandpré (1980). « Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaires. » *Sedimentary Geology*, 26 : 69-90.
- Amyot, M., B. Pinel-Alloul et P.C. Campbell (1994). « Abiotic and seasonal factors influencing trace metal levels (Cd, Cu, Ni, Pb) in the freshwater amphipod *Gammarus fasciatus* in two fluvial lakes of the St. Lawrence River. » *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 : 2003-2016.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1996). *Stabilisation des rives des Îlets à Lacroix (Îles de Contrecoeur) à l'aide de techniques végétales*. Rapport de suivi 1995. Rapport présenté au Service canadien de la faune, au ministère des Transports du Québec et à Canards Illimités.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1995). *Perspectives éco-technologiques de restauration des rives de la Réserve nationale de faune des Îles de la Paix*. Rapport présenté au Service canadien de la faune, Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Sainte-Foy.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1994a) *Mise en place de structures expérimentales pour la restauration et la protection du marais de Rivière-du-Loup (modification au projet)*.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1994b). *Amélioration de la valeur faunique des îlots de la voie maritime : projets pilotes de restauration de l'îlot Brossard (rapport final)*.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1994c). *Paramètres initiaux et concept préliminaire de création d'un marais entre les îlots Georges-Henri et Brossard : projet pilote (rapport final)*.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1994d). *Végétalisation de berges enrochées, projet pilote (rapport final)*.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1993a). *Protection du marais de la Réserve nationale de faune des îles de Contrecoeur : Étude de faisabilité (rapport d'étape I)*.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1993b). *Projet pilote d'ouvrage de protection contre l'érosion et de restauration des dépôts de matériaux dragués dans le secteur des îles de Contrecoeur (rapport synthèse)*.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1993c). *Protection d'un tronçon de l'autoroute 20 par la restauration du marais de la baie de Rivière-du-Loup à partir de matériaux dragués*.

- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1992). *Projet pilote d'ouvrage de protection contre l'érosion à l'Île de la Cache dans la Réserve faunique des îles de Contrecoeur*. Rapport de suivi. Rapport présenté au Centre Saint-Laurent, au Service canadien de la faune et à la Garde côtière canadienne.
- ARGUS inc. (Les consultants en environnement) (1985). *Formulaire pour un examen environnemental préalable des projets de dragage et de génie maritime dans le Saint-Laurent*.
- Barbeau, C., R. Bougie et J.-E. Côté (1981). « Temporal and spatial variations of mercury, lead, zinc, and copper in sediments of the Saguenay Fjord. » *Canadian Journal of Earth Sciences*, 18 : 1065-1074.
- 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 Pollution Research Journal of Canada*, 28 : 433-450.
- Béland, P. et D. Martineau (1988). « The Beluga Whale (*Delphinapterus leucas*) as Integrator of the St. Lawrence Basin Contamination History », dans *International Conference on Bio-Indicators : Exposure and Effects*. Oak Ridge National Laboratory, Knoxville, Tennessee, March 20-23, 1988.
- Bergeron, L. (1995). *Les niveaux extrêmes d'eau dans le Saint-Laurent : les conséquences économiques et l'influence des facteurs climatiques*. Document préparé pour Environnement Canada, Direction de l'environnement atmosphérique. (Base de données).
- Bonin, J., J.-L. DesGranges, C.A. Bishop, J. Rodrigue, A. Gendron et J.E. Elliott (1995). « Comparative study of contaminants in the Mudpuppy (Amphibia) and the Common Snapping Turtle (Reptilia), St. Lawrence River, Canada. » *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28 : 184-194.
- Bouchard, H. et P. Millet (1993). *Le Saint-Laurent : Milieux de vie diversifiés*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Coll. « BILAN Saint-Laurent », Rapport sur l'état du Saint-Laurent.
- Boudreau, P., M. Leclerc et G.R. Fortin (1994). « Modélisation hydrodynamique du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent : l'influence de la végétation aquatique ». *Revue Canadienne de Génie Civil*, 21 (3) : 471-489.
- Cairns, J. (1990). « The genesis of biomonitoring in aquatic ecosystems. » *The Environmental Professional*, 12 : 169-176.
- Carignan, R., S. Lorrain et K.R. Lum (1994). « A 50-year record of pollution by nutrients, trace metals and organic chemicals in the St. Lawrence River. » *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 : 1088-1100.
- Carignan, R., S. Lorrain et K.R. Lum (1993). « Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River; accumulation rates, and residence time of mobile sediments », version préliminaire.
- Centre Saint-Laurent (1996). *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1 : L'écosystème du Saint-Laurent*. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement - et Éditions MultiMonde, Montréal. Coll. « BILAN Saint-Laurent ».

- Centre Saint-Laurent (1993a). *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*. Document rédigé par Lucie Olivier et Jacques Bérubé, Direction du développement technologique. N° de catalogue En 153-12/1993F.
- Centre Saint-Laurent (1993b). *Cadre législatif de gestion des sédiments au Québec*. Document préparé par Les Consultants Jacques Bérubé inc. pour la Direction du développement technologique. N° de catalogue En 153-29/1993F.
- Centre Saint-Laurent (1993c). *Banque de données sur les sédiments (DRAGSED)*, Environnement Canada, Section des technologies de restauration.
- Centre Saint-Laurent (CSL) et ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, et ministère de l'Environnement du Québec.
- Centre Saint-Laurent et Université Laval (1992a). *La richesse du monde marin : les écosystèmes marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal, Coll. « BILAN Saint-Laurent », Atlas environnemental du Saint-Laurent.
- Centre Saint-Laurent et Université Laval (1992b). *Des berges douces aux littoraux escarpés : les formes et la dynamique des rives du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal, Coll. « BILAN Saint-Laurent », Atlas environnemental du Saint-Laurent.
- Centre Saint-Laurent et Université Laval (1991). *Une route de navigation internationale; la navigation commerciale sur le Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal, Coll. « BILAN Saint-Laurent », Atlas environnemental du Saint-Laurent.
- Centreau (1974). *Aspects physiques et sédimentologiques. Étude du Fleuve Saint-Laurent, tronçon Varennes-Montmagny*, Université Laval.
- Centreau (1973). *Aspects physiques et sédimentologiques. Étude du Fleuve Saint-Laurent, tronçon Cornwall-Varennes*, Université Laval.
- Champoux, L. et H. Sloterdijk (1988). *Étude de la qualité des sédiments du lac Saint-Louis 1984-1985. Rapport technique n° 1. Géochimie et contamination*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction des eaux intérieures, Montréal.
- Coakley, J.P. et D.J. Poulton (1993). « Source-related classification of St. Lawrence Estuary sediments based on spatial distribution of adsorbed contaminants. » *Estuaries*, 16 (4) : 873-886.
- Comba, M.E., J.L. Metcalfe-Smith et K.L.E. Kaiser (1996). « Zebra mussels as biomonitors for organic contaminants in the Lower Great Lakes. » *Water Quality Research Journal of Canada*, 31 (2) : 411-430.
- Commission mixte internationale (CMI) (1993). *Étude du renvoi sur les niveaux du bassin du Saint-Laurent et des Grands Lacs*.

- Cossa, D., C. Gobeil, B. Quémerais, B. Rondeau et T.T. Pham (1995). « Bilan massique du mercure dans le bassin du Saint-Laurent ». *22^e Atelier de toxicité aquatique, St. Andrews (N.-B.), octobre 1995*. Résumé.
- Cossette, J.-M. (1995). *Carte de distribution du maïs-grain pour le sud du Québec*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures.
- CSSA Consultants et Environnement Illimité inc. (1988). *Centrale hydroélectrique Les Cèdres. Étude d'impact sur le choix de la variante - Milieu biophysique*. Préparé pour Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Montréal (version préliminaire).
- d'Anglejan, B.F. (1990). « Recent sediments and sediment transport processes in the St. Lawrence Estuary », dans M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.) *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*, 39 : 109-129. Springer - Verlag, Berlin.
- d'Anglejan, B.F. (1981). « On the advection of turbidity in the St. Lawrence Middle Estuary. » *Estuaries*, 4 (1) : 2-15.
- d'Anglejan, B.F. (1971). « Submarine sand dunes in the St. Lawrence estuary. » *Canadian Journal of Earth Sciences*, 8 (11) : 1480-1486.
- d'Anglejan, B.F. et M. Brisebois (1978). « Recent sediments of the St. Lawrence Middle Estuary. » *Journal of Sedimentary Petrology*, 48 (3) : 951-964.
- Désy, J.C., J.-F. Archambault, B. Pinel-Alloul, P.G.C. Campbell. et J. Hubert (1997). « Relationships between total mercury in sediments and methylmercury in the gastropod *Bithynia tentaculata* along the fluvial part of the St. Lawrence River. » (en préparation).
- Dickson, K.M. et A.M. Scheuhammer (1993). « Concentrations de plomb dans les os des ailes de trois espèces de canards au Canada », dans J.A. Kennedy et S. Nadeau (éd.), *La contamination de la sauvagine et de ses habitats par la grenaille de plomb au Canada*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Ottawa. Série de rapports techniques, n° 164, pp. 6-29.
- Dionne, J.-C. (1989). « The role of ice and frost in tidal marsh development - A review with particular reference to Quebec, Canada. » *Essener Geographisch Arbeiten*, 18 : 171-210.
- Dionne, J.-C. (1988a). « Ploughing boulders along shorelines with particular reference to the St. Lawrence Estuary. » *Geomorphology*, 1 (4) : 297-308.
- Dionne, J.-C. (1988b). « Characteristic features of modern tidal flats in cold regions », dans P.L. De Boer *et al.* (éd.), *Tide-influenced Sedimentary Environments and Facies*, Dordrecht, Pays-Bas, pp. 301-332.
- Dionne, J.-C. (1986). « Érosion récente des marais intertidaux de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec ». *Géographie Physique et Quaternaire*, XL (3) : 307-323.
- Dionne, J.-C. (1984). « An estimate of ice-drifted sediments based on the mud content of the ice cover at Montmagny, middle St. Lawrence Estuary. » *Marine Geology*, 57 : 149-166.

- Dionne, J.-C. (1981). « Observations sur le déplacement de méga-blocs par la glace sur les rivages du Saint-Laurent », dans J.-C. Dionne (éd.), *Comptes rendus - Atelier sur l'action des glaces sur les rivages*, Rimouski, 5-6 mai 1981. Conseil national de recherche du Canada, Comité associé de recherche sur l'érosion et la sédimentation littorales.
- Dionne, J.-C. (1971). « Érosion glacielle de la slikke, estuaire du Saint-Laurent ». *Revue de Géomorphologie dynamique*, 20 (1) : 5-21.
- Drapeau, G. (1997). *Communication personnelle*. INRS-Océanologie.
- Drapeau, G. (1990). « Nearshore sediment dynamics in the St. Lawrence Estuary », dans M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*, 39 : 130-154. Springer - Verlag, Berlin.
- Dumont, P. (1992). *La dynamique des populations de Perchaude comme indicateur de stress environnemental dans le fleuve Saint-Laurent : description du projet et état d'avancement des travaux*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Environnement Canada (1994). *Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments*. Document préparé par Les Consultants Jacques Bérubé inc. pour la Section du Développement technologique. Direction de la protection de l'environnement, régions du Québec et de l'Ontario. N° de catalogue En 153-39/1994F.
- Environnement Canada (1991). *L'état de l'environnement au Canada*, Gouvernement du Canada, pp. 9-11 à 9-32. N° de catalogue E21-54/1991F; ISBN 0-660-93471-X.
- Environnement Canada et Revue maritime L'Escale (1990). « Le Saint-Laurent; usages et environnement ». Encart dans *La Revue maritime L'Escale*, 30. 8 pages. Centre Saint-Laurent.
- Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec (1985). *État des connaissances et perspectives sédimentologiques des eaux douces du Québec*, pp. 37-43.
- Environnement Illimité inc. et Lavalin Environnement (1991). *Secteurs aquatiques contaminés du Port de Montréal*. Rapport final. Préparé pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement. Dossier n° 25467, 7 volumes + annexes.
- Flessas, C. (1994). *Bioaccumulation de métaux traces chez deux mollusques gastéropodes, Bithynia tentaculata et Physa gyrina en relation avec la contamination de leur milieu*. Mémoire de maîtrise, Département de sciences biologiques, Université de Montréal.
- Fortin, G.R. (1995). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Montréal-Longueuil*. Rapport technique. Zone d'intérêt prioritaire 9. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.

- Fortin, G.R. et D. Desrochers (1990). *Échantillonnage et caractérisation des sédiments du lac Saint-François, 1989*. Environnement Illimité inc., pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Fortin, G.R. et G. Drapeau (1979). « Envasement du port de Gros-Cacouna situé sur l'estuaire du Saint-Laurent ». *Naturaliste Canadien*, 106 (1) : 175-188.
- Fortin, G.R. et M. Pelletier (1995). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du Saguenay*. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 22 et 23. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Fortin, G.R., S. Lorrain et M. Pelletier (1997). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments des Bassins de La Prairie*. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 7 et 8. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Fortin, G.R. (éditeur), M. Gagnon et P. Bergeron (1996). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Estuaire maritime*. Rapport technique. Zone d'intervention prioritaire 18, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Fortin, G.R., D. Leclair et A. Sylvestre (1994a). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François*. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 1 et 2, Environnement Canada, Région du Québec.
- Fortin, G.R., D. Leclair et A. Sylvestre (1994b). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-Louis*. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 5 et 6, Environnement Canada, région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Fortin, G.R., L. Saint-Cyr et M. Leclerc (1993). « Distribution of submerged macrophytes by echo-sounder tracings in lake Saint-Pierre, Québec. » *Journal of Aquatic Plant Management*, 31 : 232-240.
- Frenette, M., R. Frenette et J.-L. Verrette (1992). « Avancement sur l'état de connaissance de la dynamique fluviale du Saint-Laurent. » *Congrès annuel de la Société Canadienne de Génie Civil, 27-29 mai 1992, Québec*, pp. 237-248.
- Frenette, M., C. Barbeau et J.-L. Verrette (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent. Projet de mise en valeur du Saint-Laurent*. Rapport préparé par Hydrotech inc. pour Environnement Canada et le ministère de l'Environnement du Québec.
- Gagnon, C. (1994). *Comportement géochimique du mercure anthropique et du soufre enfouis dans les sédiments du fjord du Saguenay*. Thèse de doctorat présentée à l'Université du Québec à Rimouski.
- Garde côtière canadienne, Région des Laurentides (1994). *Voies navigables du Saint-Laurent entre Montréal et l'île aux Coudres*, carte VN-200.
- G.D.G. Environnement ltée (1993). *Port de Trois-Rivières; caractérisation additionnelle des secteurs aquatiques. Tome 1*. Préparé pour Environnement Canada, Direction de la Protection de l'environnement, Montréal.

- Gearing, J.N., M. Noël et J. Tronczynski (1991). « 200 years of varying hydrocarbon pollution in the St. Lawrence Estuary : The sedimentary record. » *7^e Congrès régional de l'Est, Université du Québec à Rimouski, 16 septembre 1991*. Compte-rendu, pp. 87-99.
- Gilbert, H. (1990). « Productivité végétale dans un marais intertidal d'eau douce, Québec (Québec) ». *Canadian Journal of Botany*, 68 : 852-856.
- Gleick, P.H. (éd.) (1993). *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. New York, Oxford University Press, Inc.
- Gobeil, C. (1991). *Inventaire de la contamination des sédiments du chenal Laurentien : données sur les métaux et les éléments nutritifs*. Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 854.
- Gobeil, C. et D. Cossa (1993). « Mercury in sediments and pore water in the Laurentian trough. » *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50 : 1794-1800.
- Gobeil, C., W.K. Johnson, R.W. Macdonald et C.S. Wong (1995). « Sources and burden of lead in St. Lawrence Estuary sediment : isotopic evidence. » *Environmental Science and Technology*, 29 : 193-201.
- Gosselin, Y. (1985). *Dossier synthèse sur le régime hydro-sédimentologique des plans d'eau de l'Archipel de Montréal*. Direction de l'environnement, Hydro-Québec.
- Gouvernement du Québec (1992). *État de l'environnement au Québec*, pp. 205-222.
- GPR (1985). *Diagnostic d'eutrophisation et évaluation technique et économique des différentes options possibles de rajeunissement du petit bassin de La Prairie*. Géophysique GPR International inc., rapport présenté au Secrétariat Archipel.
- Gratton, L. et C. Dubreuil (1990). *Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.
- Groupe de travail sur la baie des Anglais (GTBA) (1993). *Baie des Anglais*. Rapport du Groupe de travail sur la contamination, février 1993. Ministère de l'Environnement du Québec.
- Gullett, D.W. et W.R. Skinner (1992). *L'état du climat au Canada : les variations de la température au Canada 1895-1991*. Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique, Ottawa, Rapport sur l'état de l'environnement n° 92-2.
- Hardy, B. L., J. Bureau, L. Champoux et H. Sloterdijk (1991a). *Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Hardy, B. L., J. Bureau, L. Champoux et H. Sloterdijk (1991b). *Caractérisation des sédiments de fond du Petit bassin de La Prairie, fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

- Hare, L. (1992). « Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. » *Critical Reviews in Toxicology*, 22 (5/6) : 327-369.
- Hellawell, J.M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers Ltd, England.
- Hjulström, F. (1939). « Transportation of detritus by moving water », dans P.D. Trask (éd.) *Recent Marine Sediments : A Symposium*, Special Publication No. 4, pp. 5-31. The Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Tulsa, Oklahoma.
- INRS-EAU (1974). *Étude du fleuve Saint-Laurent. Tronçon Cornwall-Vareennes. Synthèse des études 1972-1973*. Rapport pour le Groupe de travail Canada-Québec sur le fleuve Saint-Laurent.
- IPCC (1995). *Impacts, adaptations and mitigation of climate change : scientific-technical analyses*. Contribution of Working group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.
- Koutitonsky, V.G. et G.L. Bugden (1991). « The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence: A review with emphasis on the synoptic variability of the motion », dans J.-C. Therriault (éd.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire ?* Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 57-90.
- Lamontagne, M. et T. Baribeau (1992). « L'évaluation comparative des grands fleuves. » *Revue de Géographie*, 68 (4) : 265-273.
- Lamoureux, J.-P. et L. Olivier (1982). *Étude de la végétation de la plaine de débordement du lac Saint-Louis et du bassin de La Prairie*. Hydro-Québec, Direction Environnement.
- Landry, B. et M. Mercier (1983). *Notions de géologie*. 2^e édition, Modulo Éditeur, Outremont.
- Langlet, B., M. Beaulieu, L. Robidoux, Y. Vigneault et Y. Lavergne (1991). *État de la contamination en BPC dans les sédiments et les buccins de la Baie des Anglais*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1792.
- LAPÉL GROUPE-CONSEIL INC. (1989). *Conséquences du changement climatique sur le Saint-Laurent : évaluation potentielle des impacts physiques, biologiques, chimiques et sociaux*. Environnement Canada, Division des Services scientifiques, Région du Québec, Service de l'environnement atmosphérique.
- Lasserre, J. C. (1980). *Le Saint-Laurent, grande porte de l'Amérique*. *Cahiers du Québec*, Collection Géographie. Éditions Hurtubise HMH.
- Lebeuf, M., C. Gobeil, C. Brochu et S. Moore (1996a). « Direct atmospheric deposition versus fluvial inputs of PCDD/Fs to the sediments of the Lower St. Lawrence Estuary. » *Organohalogen Compounds*, 28 : 20-24.
- Lebeuf, M., C. Gobeil, C. Brochu et S. Moore (1996b). « The influence of PCBs and PCDFs in the sediments of Baie des Anglais on the Lower St. Lawrence Estuary. » *Organohalogen Compounds*, 28 : 243-248.

- Lebeuf, M., C. Gobeil, C. Brochu et S. Moore (1995a). « Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in Laurentian Trough sediments, Lower St. Lawrence Estuary. » *Organohalogen Compounds*, 24 : 293-298.
- Lebeuf, M., C. Gobeil, Y. Clermont, C. Brochu et S. Moore (1995b). « Non-ortho chlorobiphenyls in fish and sediments of the Estuary and Gulf of St. Lawrence. » *Organohalogen Compounds*, 26 : 421-426.
- Lehoux, D., 1996. *Restauration naturelle des rives du Saint-Laurent.... entre Cornwall et l'île d'Orléans... Guide d'interventions*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Ministère des Transport du Québec, Société d'énergie de la Baie James, Canards Illimités Canada et Les consultants en environnement ARGUS inc., pp.1-4 à 1-17.
- Lehoux, D. (1997). *Communication personnelle*. Environnement Canada, Service canadien de la faune.
- Lessard, M. (1989). *Revue de littérature et méthodes de bioévaluation des écosystèmes aquatiques*. Rapport préliminaire, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Évaluation des écosystèmes, Montréal.
- Loring, D.H. (1979). « Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the estuary and open gulf of St. Lawrence. » *Canadian Journal of Earth Sciences*, 16 : 1196-1209.
- Loring, D.H. (1978). « Geochemistry of zinc, copper and lead in the sediments of the estuary and open gulf of St. Lawrence. » *Canadian Journal of Earth Sciences*, 15 : 757-772.
- Loring, D.H. (1975). « Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. » *Canadian Journal of Earth Sciences*, 12 : 1219-1237.
- Loring, D.H. et J.M. Bowers (1978). « Geochemical mass balances for mercury in a canadian fjord. » *Chemical Geology*, 22 : 309-330.
- Loring, D.H. et D.G.J. Nota (1973). *Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, No. 182.
- Lorrain, S. (1992). *Stratigraphie et dynamique sédimentaire de la plate-forme infra-littorale de Rivière-du-Loup; Estuaire du Saint-Laurent*. Thèse soumise à la Faculté des études graduées et de la recherche comme exigence partielle à la Maîtrise Es Science (Océanographie), Université McGill, Département des Sciences géologiques.
- Lorrain, S. et M. Pelletier (1993). Données non publiées de contamination des sédiments par les métaux-traces et les contaminants organiques dans le lac Saint-Louis; secteur nord-ouest. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Lorrain, S., V. Jarry et K. Guertin (1993). *Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François 1979-1989*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Lucotte, M. (1989). « Phosphorus reservoirs in the St. Lawrence Estuary. » *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 : 59-65.

- Lucotte, M. et B. d'Anglejan (1986). « Seasonal control of the St. Lawrence maximum turbidity zone by tidal-flat sedimentation. » *Estuaries*, 9 (2) : 84-94.
- Lucotte, M., C. Hillaire-Marcel et P. Louchouart (1991). « First-order organic carbon budget in the St. Lawrence Lower Estuary from ¹³C data. » *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32 : 298-312.
- Lum, K.R., K.L.E. Kaiser et M.E. Comba (1987). « Export of mirex from Lake Ontario to the St. Lawrence Estuary ». *The Science of the Total Environment*, 67 : 41-51.
- Malo, D. et D. Gouin (1977). *Caractérisation des apports*. Services de protection de l'environnement du Québec, pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 14.
- Marquis, H., J. Therrien, P. Bérubé, G. Shooner et Y. Vigneault (1991). *Modifications physiques de l'habitat du poisson en amont de Montréal et en aval de Trois-Pistoles, de 1945 à 1988, et effets sur les pêches commerciales*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1830.
- Martel, L., M.J. Gagnon, R. Massé, A. Leclerc et L. Tremblay (1986). « Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Saguenay Fjord, Canada. » *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37 : 133-140.
- Matheson, R.A.F. et V. I. Bradshaw (1985). *The status of selected environmental contaminants in the Baie des Chaleurs ecosystem*. Environment Canada, Environmental Protection Service.
- Meade, R.H. (1972). « Transport and deposition of sediments in estuaries. » *Geological Society of America Bulletin*, 33 : 91-120.
- Ménard, C. (1994). *Évaluation de divers indicateurs de stress chez les poissons*. Compte rendu d'un atelier de travail, Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Direction Écotoxicologie et écosystèmes - Section Évaluation des écosystèmes, Montréal.
- Metcalf-Smith, J.L. (1994). « Influence of species and sexe on metal residues in freshwater mussels (F. Unionidae) from the St. Lawrence River, with implications for biomonitoring. » *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 (9) : 1433-1443.
- Metcalf-Smith, J.L. et M. N. Charlton (1990). « Freshwater mussels as biomonitors for organic industrial contaminants and pesticides in the St. Lawrence River. » *The Science of the Total Environment*, 97/98 : 595-615.
- Metcalf-Smith, J.L., R.H Green et L.C. Grapentine (1996). « Influence of biological factors on concentrations of metals in the tissues of freshwater mussels (*Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata radiata*). » *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 : 205-219.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1995). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1993*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'assainissement des eaux et du traitement des eaux de consommation, pp. 19-4 et 19-5.

- Mulder, T. et J.P.M. Syvitski (1995). « Turbidity currents generated at river mouths during exceptional discharges to the world oceans. » *The Journal of Geology*, 103 : 285-299.
- Pêches et Océans Canada (1996). *Marine Environmental Assessment of the Gulf of St. Lawrence and Estuary*. Publication canadienne spéciale des sciences halieutiques et aquatiques (sous presse).
- Pellegrin, C. (1976) « Le chenal maritime du Saint-Laurent : caractéristiques et développement », dans *L'ingénieur* (mai-juin), pp. 27-34.
- Pelletier, E. (1994). *Communication personnelle*. INRS-Océanologie, Rimouski, Québec.
- Pelletier, E. et G. Canuel (1988). « Trace metals in surface sediment of the Saguenay Fjord, Canada. » *Marine Pollution Bulletin*, 19 (7) : 336-338.
- Pelletier, E., R. Vaillancourt, S. Hébert, R. Greendale et Y. Vigneault (1990). *Habitats côtiers perturbés dans le réseau Saint-Laurent en aval de l'île d'Orléans*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1754.
- Pocklington, R. (1988). « Organic matter in the Gulf of St. Lawrence », dans Strain, P.M. (éd.) *Chemical Oceanography in the Gulf of St. Lawrence*. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 220 : 49-58.
- Pocklington, R. (1986). « The Gulf of St. Lawrence and the Baltic Sea : two different organic systems. » *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, 2 (39) : 65-75.
- 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. » *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51 : 2579-2586.
- Procéan (1990). *Caractérisation de la qualité des sédiments du port de Québec*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Procéan Inc., Les Consultants Jacques Bérubé inc. et G.D.G. Environnement Ltée (1996). *Étude en vue d'un dragage sélectif des hauts-fonds dans la voie navigable entre Montréal et le Cap-à-la-Roche, Tome I (rapport préliminaire avril 1996)*. Garde côtière canadienne.
- Quémerais, B. (1996). *L'arsenic dans l'écosystème du Saint-Laurent*. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Rapport scientifique et technique ST-40.
- Robitaille, J.A., Y. Vigneault, G. Shooner, C. Pomerleau et Y. Mailhot (1988). *Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent, de 1945 à 1984, et effets sur les pêches commerciales*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1608.
- Roche Ltée, Groupe Conseil (1993). *Projet pilote de valorisation des déblais de dragage dans le lac Saint-Pierre*. Rapport final. Travaux publics Canada pour la Garde côtière canadienne.

- Rodrigue, J., J. L. DesGranges et R. Titman (1994). *Utilisation de canards domestiques pour la surveillance des contaminants dans le fleuve Saint-Laurent*. Service canadien de la faune, Région du Québec, Sainte-Foy, Rapport scientifique et technique n° 192.
- Rondeau, B. (1997). *Communication personnelle*. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent.
- Rukavina, N.A., A. Mudroch et S.R. Joshi (1990). « The geochemistry and sedimentology of the surficial sediments of lake Saint-Louis, St. Lawrence River. » *The Science of the Total Environment*, 97/98 : 481-494.
- Saint-Cyr, L. et P.G.C. Campbell (1994). « Trace metals in submerged plants of the St. Lawrence River. » *Canadian Journal of Botany*, 72 (4) : 429-439.
- Saint-Cyr, L., P.G.C. Campbell et K. Guertin (1992). *Évaluation de la biomasse et du contenu en métaux traces des plantes aquatiques submergées du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Plan d'action Saint-Laurent, INRS-Eau, Rapport scientifique n° 356.
- Sawyer Enviroeconomic Consulting (1996). *Évaluation économique des options liées à la récupération de la barge Irving Whale avec une attention particulière au déversement des BPC*. Rapport final. Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Dartmouth (N.-É.).
- Schafer, C.T., J.N. Smith et R. Coté (1990). « The Saguenay Fiord: A major tributary to the St. Lawrence Estuary », dans M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System, The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*, 39 : 378-420. Springer - Verlag, Berlin.
- Scheuhammer, A.M. et S.L. Norris (1996). « The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. » *Ecotoxicology*, 5 : 279-295.
- Scheuhammer, A.M. et S.L. Norris (1995). *A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada*. Occasional Paper, No. 88, Canadian Wildlife Service.
- 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.
- Sérodes, J.-B. (1978). *Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Montmagny*. Pêches et Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 15.
- Sérodes, J.-B. et L. Talbot (1978). *Projet de restauration du sud du lac Saint-Louis contaminé par le mercure*. Pêches et Environnement Canada, Direction régionale des eaux intérieures, Québec.
- Sérodes, J.-B. et J.-P. Troude (1984). « Sedimentation cycle of a freshwater tidal flat in the St. Lawrence Estuary. » *Estuaries*, 7 (2) : 119-124.
- Sévigny, J.-M. et C.M. Couillard (1994). *Le fjord du saguenay : un milieu exceptionnel de recherche*. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 2270.

- Shepard, F.P. (1954). « Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. » *Journal of Sedimentary Petrology*, 24 (3) : 151-158.
- Silverberg, N., H.V. Nguyen, G. Delibrias, M. Koide, B. Sundby, Y. Yokoyama et R. Chesselet (1986). « Radionuclide profiles, sedimentation rates and bioturbation in modern sediments of the Laurentian Trough, Gulf of St. Lawrence. » *Oceanologica Acta*, 9 (3) : 285-290.
- Silverberg, N. et B. Sundby (1990). « Sediment-water interaction and early diagenesis in the Laurentian Trough », dans M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a Large-Scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*, 39 : 202-233. Springer - Verlag, Berlin.
- Sloterdijk, H. (1985). *Substances toxiques dans les sédiments du lac Saint-François (fleuve Saint-Laurent)*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Région du Québec, Montréal.
- Smith, J.N. et E. M. Levy (1990). « Geochemistry of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination recorded in the sediments of the Saguenay fjord. » *Environmental Science and Technology*, 24 : 874-879.
- SNC-LAVALIN (1995). *Étude de la contamination des sédiments de la baie des Anglais*. Par SNC-Lavalin Environnement pour la Société canadienne de métaux Reynolds ltée. Rapport préliminaire (volume 1).
- Sundby, B. (1974). « Distribution and transport of suspended particulate matter in the Gulf of St. Lawrence. » *Canadian Journal of Earth Sciences*, 11 : 1517-1533.
- Sundby, B. et D.H. Loring (1978). « Geochemistry of suspended particulate matter in the Saguenay Fjord. » *Canadian Journal of Earth Sciences*, 15 : 1002-1011.
- Sylvestre, A., L. Champoux et D. Leclair (1992). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-Pierre*. Rapport technique. Zone d'intervention prioritaire 11. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Syvitski J.P.M. et D.B. Praeg (1989). « Quaternary sedimentation in the St. Lawrence Estuary and adjoining areas, Eastern Canada : An overview based on high resolution seismostratigraphy. » *Géographie physique et Quaternaire*, 43 (3) : 291-310.
- Troude, J.-P. et J.-B. Sérodes (1988). « Le rôle des glaces dans le régime morpho-sédimentologique d'un estran de l'estuaire moyen du Saint-Laurent ». *Canadian Journal of Civil Engineering*, 15 : 348-354.
- Troude, J.-P. et J.-B. Sérodes (1985). *Régime morpho-sédimentologique d'un estran à forte sédimentation dans l'estuaire du Saint-Laurent*. Proc. Canadian Coastal Conf. 85, NRC, pp. 105-119.
- Verrette, J.L. (1990). *Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec)*. Les Consultants Hydriques pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Wainwright, P.F. et B. Humphrey (1988). *Analysis of sediment data from the Beaufort sea shorebase monitoring program, 1982 to 1984*. Environmental Studies Research Funds Report N° 090. Ottawa.

- Wentworth, C.K. (1922). « A scale of grade and class terms of clastic sediments. » *Journal of Geology*, 30 : 377-392.
- Yeats, P.A. (1990). « 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 Coastal and Estuarine Studies*, 39 : 155-169.
- Yeats, P.A. (1988). « Trace metals in the water column », dans Strain, P.M. (éd.), *Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 220 : 79-98.

Adsorption

Procédé de fixation à la surface de substances solides (atomes, ions, molécules) d'un gaz, d'un liquide ou d'une substance dissoute.

Auge glaciaire

Vallée surcreusée et envahie par la mer, modelée par un glacier et caractérisée par un profil transversal en 'U' aux parois escarpées.

Avant-plage

Partie d'un littoral qui est le prolongement en mer de la plage et qui est constamment immergée.

Baie

Partie du littoral qui présente une concavité marquée susceptible de modifier la trajectoire des courants côtiers.

Barachois

Lagune côtière.

Batture

Partie du rivage découverte à marée basse.

Benthique

Qui concerne le fond des eaux ou qui vit sur le fond des eaux ou dans son voisinage immédiat.

Bilan sédimentaire

Méthode qui évalue les sources, le transport et le dépôt des matières en suspension (MES) introduites dans un réseau hydrique. Dans un bilan de l'équilibre sédimentaire, les MES qui transitent moins les quantités qui sédimentent doivent être égales.

Biogène (fraction, particule)

Se dit de quelque chose qui permet la vie.

Biotope

Aire géographique bien délimitée, caractérisée par des conditions écologiques particulières servant de support physique aux organismes vivants occupant cette aire.

Bioturbation

Transformation ou dégradation des sédiments sous l'action d'organismes se déplaçant ou creusant des cavités à l'intérieur de ceux-ci.

Brai

Résidus pâteux de la distillation des goudrons, pétroles et autres matières organiques.

Cation

Ion de charge positive.

Charge sédimentaire

Quantité totale de sédiments qui demeurent en suspension dans une eau courante pendant assez longtemps.

Charriage

Transport vers l'aval de la charge de matériaux.

Chenal de navigation

Section comprise dans les limites du chenal creusé et entretenu.

Communauté

Ensemble des organismes vivants qui occupent le même biotope.

Contamination

Introduction d'une substance dans un milieu, rendant celui-ci impropre à l'utilisation qu'on voulait en faire (Demayo et Watt, 1993).

Crue

Phénomène de montée inhabituelle du niveau des eaux dû à des précipitations abondantes ou à la fonte des neiges.

Débit

Volume d'eau s'écoulant dans un cours d'eau, une conduite, etc. par unité de temps.

Décantation

Dépôt des matières en suspension dans un liquide.

Détritivore

Se dit d'un organisme vivant se nourrissant de matières organiques mortes (par exemple, cadavres, excréments, etc.).

Diagenèse

Ensemble des processus physico-chimiques par lesquels un dépôt sédimentaire se transforme progressivement en roche cohérente (par exemple, transformation de sable en grès).

Eau interstitielle

Désigne l'eau contenue dans les pores d'un sol de surface ou d'un sédiment dans le fond d'un cours d'eau.

Eaux de surface

Ensemble des eaux courantes ou stagnantes à la surface de la terre.

Eaux souterraines

Désigne les eaux qui se trouvent au-dessous de la surface du sol.

Effluent

Liquide émanant d'un procédé industriel et qui peut être rejeté dans l'environnement.

Électrostatique (force, attraction)

Engendrée par des atomes ayant perdus ou gagnés des électrons.

Estran

Espace littoral compris entre les plus hautes et les plus basses eaux.

Étale

Période où le niveau de la mer ou d'un cours d'eau reste stationnaire.

Étiage

Niveau le plus bas d'un cours d'eau ou d'une mer.

Évapotranspiration

Phénomène naturel réunissant à la fois l'évaporation par le sol et la transpiration par les végétaux.

Fetch

Mot anglais qui désigne l'étendue de la surface de l'eau ou de la distance sur l'eau en contact avec le vent.

Flot

Synonyme de flux.

Habitat

Correspond à une localisation spatiale où les facteurs biotiques et abiotiques permettent à une espèce ou à une population donnée de satisfaire ses besoins vitaux tels que l'alimentation, la reproduction, la migration et l'abri. L'habitat est donc le lieu où vit une espèce donnée (Bouchard et Millet, 1993).

Holocène

Période supérieure du Quaternaire, d'une durée approximative de 11 000 ans.

Ion

Atome ou molécule qui a perdu ou gagné un ou plusieurs électrons. Il devient chargé électriquement.

Lixiviat

Partie soluble d'un solide qui a été entraînée par l'eau de ruissellement.

Marnage

Différence des hauteurs d'eau d'une pleine mer et d'une basse mer successives.

Matières en suspension (MES)

Particules solides flottant dans un liquide ou maintenues dans la colonne d'eau sous l'action de la turbulence. Elles peuvent être éliminées par décantation ou filtrage.

Météorisation

Ensemble des modifications d'ordre mécanique, physico-chimique ou biochimique que subissent les roches au contact avec des agents atmosphériques (la gélification, la dissolution ou l'hydrolyse sont des formes de météorisation).

Morte-eau (mortes-eaux)

Époque du cycle de marée pendant laquelle le marnage est minimal.

Niveau trophique

Maillon de la chaîne ou du réseau alimentaire représenté par un organisme.

Phase aqueuse

Substance à l'état liquide; par exemple l'eau coulant du robinet est dans une phase aqueuse.

Phase solide

Substance à l'état solide; par exemple la glace est de l'eau dans sa phase solide.

Photosynthèse

Ensemble des phénomènes physiologiques qui permettent aux plantes contenant de la chlorophylle de produire des molécules organiques à partir de gaz carbonique et d'eau, en présence d'énergie lumineuse.

Plate-forme littorale

Partie du lit d'un cours d'eau se présentant comme le prolongement de la côte adjacente.

Pollution

Altération de la qualité de l'environnement causée par la présence de substances ayant des effets nuisibles.

Ruissellement

Écoulement rapide des eaux de pluie ou de fusion nivale à la surface des bassins versants qui alimente les cours d'eau.

Sénescence

Dépérissement naturel de la végétation.

Slikke

Partie la plus basse d'un marais maritime, non colonisée par la végétation. Elle est inondée à chaque marée haute. Aussi appelée vasière molle.

Synodique

Relatif à la conjonction d'étoiles.

Terrigène(s) (fraction, particules)

Se dit des divers types de débris (fragments de roche, minéraux, etc.) qui proviennent de l'érosion des formations continentales ainsi que des sédiments qui en sont composés.

Tourbière

Milieu plus ou moins acide, constitué de tourbe, qui est caractéristique des terrains humides.

Traitement primaire

Traitement des eaux usées qui consiste à éliminer les matières macroscopiques à l'aide de moyens mécaniques ou physiques.

Traitement secondaire

Traitement des eaux usées par épuration biologique (lits bactériens ou boues activées).

Turbidité

Condition plus ou moins trouble d'un liquide, due à la présence de matières fines en suspension (limons, argiles, micro-organismes, etc.).

Trangression marine

Déplacement du niveau de la mer se traduisant par une avancée du trait de la côte sur le continent. Elle s'accompagne de changements dans les formes littorales et dans les faciès de sédimentation.

Vive-eau (vives-eaux)

Époque du cycle de marée où le marnage est maximal.

Voie maritime du Saint-Laurent

Section jalonnée par des écluses et dont le niveau d'eau est contrôlé artificiellement.

Ouvrages consultés

Bourbeau, P. et P. Quirion (1996). *Lexique des sciences biologiques*. Deuxième édition, Éditions Brault et Bouthillier, Montréal, 633 pages.

Conseil international de la langue française (CILF) (1983). *Dictionnaires des termes nouveaux des sciences et des techniques*. 605 pages.

Conseil international de la langue française (CILF) (1989). *Dictionnaires de l'océan*. 761 pages.

Demayo, A. et E. Watt (1993). *Glossaire de l'eau, français-anglais*. Publié par l'Association canadienne des ressources hydriques avec la collaboration d'Environnement Canada, Ottawa, 49 pages.

George, P. (1974). *Dictionnaire de la géographie*. Deuxième édition, Presses Universitaires de France, Paris, 451 pages.

Institut d'études internationales de la communication sur l'environnement (1992). *Dictionnaire de l'environnement*. Conseil international de la langue française, Paris, 351 pages.

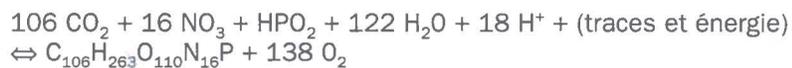
Parent, Sylvain (1990). *Dictionnaire des sciences de l'environnement*. Éditions Brocquet. 748 pages.

Grand dictionnaire encyclopédique Larousse.

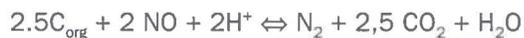
ANNEXES

Annexe 1
Réactions chimiques
impliquées dans
la diagenèse

Réaction photosynthétique simplifiée de la matière organique dans les algues



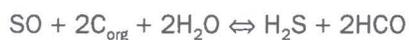
Réaction de dénitrification



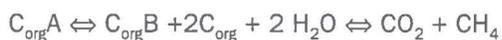
Décomposition des acides aminés



Réduction des sulfates



Réactions de CO_2 fermentation



Annexe 2

Correspondance entre les nomenclatures utilisées dans les études ayant servi à la compilation cartographique des sédiments de surface

Loring et Nota (1973) d'Anglejan et Brisebois (1978)	Centreau (1973- 1974)	Hardy et al. (1991a)	Lorrain et al. (1993) (modifié de Shepard 1954)	Champoux et Sloterdijk (1988) Procéan (1990)	Shepard (1954)	Composition (Shepard 1954)
Pélite	Limon Limon + argile Argile	Limon fin	Limon + limon argileux	Limon Limon argileux Argile limoneuse Argile	Limon Limon argileux Argile limoneuse Argile	Limon > 75 % Sable < 20 %, limon 50 à 75 % Sable < 20 %, argile 50 à 75 % Argile 75 %
Pélite sableuse	Sable + limon + argile Sable + argile		Sable boueux Sable argileux	Sédiments mixtes Sable argileux	Sédiments mixtes Sable argileux	Argile, limon, sable > 20 % Sable > 50 %, limon < 20 %
Sable pélitique	Sable + limon	Sable	Sédiments mixtes	Sable limoneux Argile sableuse	Sable limoneux Argile sableuse	Argile < 20 %, sable 50 à 75 % Argile > 50 %, limon < 20 %
Pélite très sableuse		Limon grossier	Sable limoneux + limon sableux	Limon sableux	Limon sableux	Argile < 20 %, limon 50 à 75 %
Sable	Sable	Sable et gravier	Sable et gravier	Sable	Sable	Sable > 75 %
Roche-mère	Roche-mère		Roche-mère	Roche-mère	Roche-mère ¹	
Argile marine	Argile marine		Argile marine		Argile marine ²	
Till glaciaire					Till glaciaire ³	

1. Partout où les sédiments meubles sont absents et où affleurent les formations rocheuses.
2. Là où affleure une argile grise compacte et plastique déposée lors du stade de la mer de Champlain.
3. Sédiments généralement de texture fruste dont les caractéristiques physiques sont incohérentes avec le régime sédimentaire actuel. Ces sédiments meubles peuvent être d'origine glaciaire (till) ou avoir été déposés antérieurement au régime fluvial et estuarien actuel.

Annexe 3
Critères intérimaires
retenus pour
l'évaluation de la qualité
des sédiments
du Saint-Laurent
(Avril 1992)

Paramètres en µg/g ou µg/g pour 1 % COT**	Niveau 1* (SSE)	Niveau 2 (SEM)	Niveau 3 (SEN)**
MÉTAUX LOURDS			
Arsenic***	3	7	17
Cadmium***	0,2	0,9	3
Chrome	55	55	100
Cuivre***	28	28	86
Mercure***	0,05	0,2	1
Nickel	35	35	61
Plomb***	23	42	170
Zinc***	100	150	540
ORGANOCHLORÉS			
BPC (totaux)***	0,02	0,2	1
Aroclore - 1016***	-	0,01	0,4
Aroclore - 1248***	-	0,05	0,6
Aroclore - 1254***	-	0,06	0,3
Aroclore - 1260***	-	0,005	0,2
Aldrine	0,000 6	0,002	0,04
BHC (totaux)	-	0,005	0,1
α-HC	0,000 3	0,01	0,08
β-BHC	0,000 2	0,03	0,2
γ-BHC	0,000 9	0,003	0,009
Chlordane	0,001	0,007	0,03
DDD et p,p3-DDD	0,002	0,01	0,06
p,p1-DDE	0,002	0,007	0,05
DDT	0,006	0,009	0,05
Dieldrine	0,000 1-0,000 8	0,002	0,3
Endrine	0,001	0,008	0,5
HCB	0,001	0,03	0,1
Heptachlore	0,000 3	0,000 3	0,01
Heptachlore époxyde	0,001	0,005	0,03
Mirex	0,000 1	0,011	0,8
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES			
HAP (haut poids moléculaire)	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(ghi)pérylène	0,1	-	-
Chrysène***	0,1	0,6	0,8
Dibenzo(ah)anthracène	0,005	-	-
Fluoranthène***	0,02-0,2	0,6	2
Indéno(1,2,3 cd)pyrène	0,07	-	-
Pyrene***	0,02-0,1	0,7	1
HAP (bas poids moléculaire)	0,1	-	-
Acénaphène	0,01	-	-
Acénaphylène	0,01	-	-
Anthracène	0,02	-	-
Fluorène	0,01	-	-
2-Méthylnaphtalène	0,02	-	-
Naphtalène***	0,02	0,4	0,6
Phénanthrène***	0,03-0,07	0,4	0,8

Sources : CSL et MENVIQ, 1992.

* Lorsque la limite inférieure du domaine d'application d'une méthode d'analyse est supérieure au critère de niveau 1, cette limite doit être utilisée jusqu'à ce que des développements méthodologiques l'abaissent au niveau du critère retenu.

** Tous les paramètres sont exprimés en microgrammes par gramme (µg/g) de sédiments secs à l'exception des paramètres organiques non polaires de niveau 3 qui sont exprimés en microgrammes par gramme de sédiments secs pour 1 p. 100 (1 %) de carbone organique total (COT). **Pour établir le critère de qualité d'un paramètre organique non polaire de niveau 3 (en gras) dans une situation donnée, il faut multiplier le critère de ce tableau par le pourcentage de COT de l'échantillon à évaluer jusqu'à un maximum de 10 p. 100 de COT.** (Ex: le SEN relatif aux BPC totaux dans un échantillon contenant 2 p. 100 (2 %) de COT sera établi à 1 µg/g X 2 = 2 µg/g). 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.

*** Substances retenues pour la présente synthèse.

Annexe 4 Teneurs en métaux lourds et en HAP des sédiments préindustriels

Tableau 1 Teneurs préindustrielles (TPI) mesurées dans des carottes de sédiments prélevées dans les zones de sédimentation permanente et comparaison avec le SSE

Substance	TPI (mg/kg)					SSE (mg/kg)	SEN (mg/kg)
	Lac Saint-François ¹	Lac Saint-Louis ²	Fjord du Saguenay ³	Chenal Laurentien			
				Estuaire maritime ⁴	Golfe ⁵		
Arsenic ⁶	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	3,0	17
Cadmium	0,20	0,15	–	–	–	0,20	3,0
Cuivre	20	17	21	16	–	28	86
Mercuré	–	–	0,10	0,03	0,03	0,05	1,0
Plomb	20	15	17	16	16	23	170
Zinc	80	78	85	115	110	100	540
HAP*	–	–	–	0,587	–	~ 0,60	**
BPC	0	0	–	–	–	0,02	***

Sources : 1 et 2 : Carignan *et al.*, 1993.
 3 : Barbeau *et al.*, 1981.
 4 et 5 : Cu et Zn -Gobeil, 1991.
 Pb - Gobeil *et al.*, 1995.
 Hg - Gobeil et Cossa, 1993.
 HAP - Gearing *et al.*, 1991.
 6 : Quémerais, 1996.

* Somme des 7 HAP pour lesquels un SEN a été établi (voir l'annexe 3).

** Varie selon le HAP (voir l'annexe 3).

*** Varie selon la teneur en matière organique dans les sédiments (voir l'annexe 3).

Annexe 4 (suite)

Tableau 2 Valeurs des TPI utilisées dans chaque secteur pour calculer les facteurs d'enrichissement anthropique (FEA) et établir le seuil de contamination significative (SCS)

Substance	TPI (mg/kg)											
	Lac Saint-François	Lac Saint-Louis	Petit bassin de La Prairie	Zone portuaire de Montréal	Lac Saint-Pierre	Zone portuaire de Trois-Rivières	Zone portuaire de Québec	Moyen estuaire	Fjord du Saguenay	Baie des Anglais	Baie des Chaleurs	Chenal Laurentien
Arsenic	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
Cadmium	0,20	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Cuivre	20	17	17	17	17	17	17	16	21	16	16	16
Mercure	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,03	0,10	0,03	0,03	0,03
Plomb	20	15	15	15	15	15	15	16	17	16	16	16
Zinc	80	78	78	78	78	78	78	115	85	115	115	115
HAP*	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59
BPC	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

* Somme des 7 HAP pour lesquels un SEN a été établi (voir l'annexe 3).

Annexe 5 Caractéristiques et sources des données sur la qualité des sédiments utilisés dans la présente synthèse

Secteur	Type de données	Année des prélèvements des échantillons	Source
Partie fluviale	Qualité des sédiments de surface (tous les métaux lourds)	1976	Sérodes (1978)
Lac Saint-François	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1989	Données inédites du CSL
	Carotte de sédiments (bassin Lancaster)	1990	Lorrain <i>et al.</i> (1993)
	Carotte de sédiments (bassin Saint-Zotique)	1992	Lorrain <i>et al.</i> (1992) Carignan <i>et al.</i> (1994)
Lac Saint-Louis	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1984-1985	Champoux et Sloterdijk (1988)
	Carotte de sédiments (Zone 1)	1992	Carignan <i>et al.</i> (1994)
	Carotte de sédiments (Zone 3)	1987	Rukavina <i>et al.</i> (1990)
Petit bassin de La Prairie	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1987	Hardy <i>et al.</i> (1991b)
Zone portuaire de Montréal	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1990	Environnement Illimité et Lavalin Environnement (1991)
Lac Saint-Pierre	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1986	Hardy <i>et al.</i> (1991a)
	Carotte de sédiments (Zone 2)	1990	Lorrain <i>et al.</i> (1992)
Zone portuaire de Trois-Rivières	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1990-1992	G.D.G. Environnement (1993)
Zone portuaire de Québec	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1989	Procéan (1990)
Partie marine	Qualité des sédiments de surface (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn)	1972-1974	Loring (1975, 1978, 1979)
Moyen estuaire	Qualité des sédiments de surface (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn)	1989-1990	Coakley et Poulton (1993)
Fjord du Saguenay	Qualité des sédiments de surface (Cd, Cu, Hg, Zn)	1986	Pelletier et Canuel (1988)
	Qualité des sédiments de surface (HAP)	1983	Martel <i>et al.</i> (1986)
	Carotte de sédiments (Hg, HAP; baie des Ha! Ha!)	1988	Pelletier <i>et al.</i> (1990)
	Carotte de sédiments (HAP; bras nord)	1978	Smith et Levy (1990)
	Carotte de sédiments (HAP; bras nord)	1990	Pelletier (1994) dans Fortin et Pelletier (1995)
	Carotte de sédiments (Hg; bassin supérieur)	1992	Gagnon (1994)
Baie des Anglais	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1990	GTBA (1993)
Baie des Chaleurs	Qualité des sédiments de surface (As, Cd, Hg, Pb, BPC [Aroclore 1254])	1984	Matheson et Bradshaw (1985)
Chenal Laurentien	Carotte de sédiments (Cu, Zn; partie amont)	1986	Gobeil (1991) Station 23
	Carotte de sédiments (Hg; partie amont)	1986	Gobeil et Cossa (1993) Station 23
	Carotte de sédiments (Pb; partie amont)	19??	Gobeil <i>et al.</i> (1995) Station 23
	Carotte de sédiments (HAP; partie amont)	19??	Gearing <i>et al.</i> (1991)
	Carotte de sédiments (Hg, Pb, Zn; partie aval)	1987	Gobeil (1991) Station 12

Annexe 6

Technique de restauration des rives

Reprofilage de la pente et pose de fagots

Il s'agit de stabiliser la pente à l'aide d'un matelas de fagots et de fascines de branches d'arbustes. Les fagots et les fascines sont disposés en rangs parallèles aux courbes de niveau de la rive et fixés à l'aide de piquets. La méthode a été expérimentée sur la rive nord de l'un des îlets à Lacroix, dans l'archipel des Îles de Contrecoeur, à l'automne 1993 (ARGUS, 1993b).

Pose de caissons en billes de cèdre

Il s'agit d'installer sur la rive, préalablement excavée et reprofilée, des caissons en billes de cèdre. Ceux-ci sont placés l'un sur l'autre de manière à former une structure stable et solide. Le sol entre les caissons est stabilisé à l'aide d'une toile géotextile et des fascines d'arbustes récoltées sur place. L'espace entre les caissons peut être rempli avec des matériaux de remblayage. Cette technique a été mise à l'essai à l'automne 1991 à l'île du Pilier et à l'île Chipeau dans l'archipel des Îles de Contrecoeur ainsi qu'à l'île aux Corbeaux, dans la région de Sorel (ARGUS, 1993a, 1993b).

Palissade verticale

Cette structure est composée de pieux verticaux distancés les uns des autres d'environ 30 cm et placés parallèlement au chenal de navigation. La présence des pieux permet de dissiper l'énergie du batillage et les vagues de vent en brisant et en déviant l'onde de vague. Ceci favorise la sédimentation des particules en suspension dans l'eau, derrière la structure. Les pieux peuvent être inclinés à 45° vers le rivage. Dans ce dernier cas, des butoirs sont placés pour solidifier l'ouvrage. L'inclinaison des pieux permet de réduire la force dynamique des vagues sur la structure (ARGUS, 1993b).

Îlot avec protection de palissade

On construit une palissade selon les mêmes caractéristiques que plus haut, à la différence que les pieux sont accolés les uns aux autres. Des sédiments dragués sont déposés sur une géomembrane entre les palissades. L'îlot bloque les vagues et favorise un secteur d'eau plus calme à l'arrière. Bien que les forces appliquées à la structure par les vagues soient plus importantes, la palissade étant continue, l'îlot sédimentaire permettra de compenser le phénomène en absorbant une partie de l'énergie des vagues (ROCHE, 1993).

Digue en blocs de béton

Il s'agit de construire un rempart parallèle au chenal de navigation avec des blocs de béton.

Cordon d'avant-plage ou barre de déferlement

Il a pour but de déplacer la zone d'érosion en avant de la zone à protéger et à favoriser l'accumulation de sédiments dans cette dernière partie. Il s'agit de mettre en place un cordon de matériel (sable et gravier, sédiments fins) orienté parallèlement au rivage. Cette technique est efficace si les matériaux du cordon sont des sables et lorsque le niveau d'eau varie peu (ARGUS, 1993a).

Estacade

Il s'agit d'aligner des matériaux flottants (morceaux de bois, pneus) et de les maintenir en place en les ancrant au fond de l'eau. L'ouvrage est localisé en avant de la zone d'érosion et a pour but de freiner l'énergie des vagues. On peut fixer l'estacade entre des structures fixes, comme des îlots naturels ou artificiels. Il a l'avantage de permettre la libre circulation de l'eau (ARGUS, 1993a).

Annexe 6 (suite)

L'îlot sédimentaire

La construction d'îlots permet de résoudre le problème de confinement des sédiments contaminés tout en augmentant les superficies utilisables pour la faune. Un concept a été développé pour tenir compte des contraintes propres au lieu probable d'expérimentation, en l'occurrence le lac Saint-Pierre, soit l'érosion par les vagues et les glaces, la fondation argileuse du lac, la richesse faunique du secteur, la nature et la quantité de matériaux qu'il faudra confiner. Différents types d'ouvrages peuvent être érigés : îlot circulaire avec marais, îlot circulaire avec marais et haut-fond, marais et haut-fond. La forme « atoll » convient dans les secteurs où le couvert de glace est instable. L'îlot-marais-haut-fond offre une capacité de stockage de 42 000 m³ de matériaux dragués. La construction s'échelonne sur plusieurs années au fur et à mesure que les sédiments dragués sont retirés du lit. Le coût est estimé à environ 6 millions de dollars (Roche, 1993).

Empierrement

L'empierrement permet de stabiliser les rives soumises aux agents d'érosion. Les remblais sont constitués de pierre granitique de gros calibre, généralement d'un diamètre supérieur à 70 cm. La pente du remblai a habituellement un angle de 1 : 1,5. L'angle prononcé de cette pente et la présence de larges cavités nuisent à l'établissement du couvert végétal. Cette méthode de consolidation des rives, bien qu'efficace, a le désavantage d'être lourde et sévère. Diverses techniques de végétalisation ont été mises à l'essai en 1991 sur une section de 100 m de l'autoroute Dufferin-Montmorency. La pose d'un paillis dans les interstices et la plantation d'arbustes à croissance rapide (Pois de Sibérie, Aulnes crispés, Myrique baumier, etc.) dans des fosses de plantation a donné de bons résultats (ARGUS, 1994d).

Parc de sédimentation

Il s'agit d'une structure en blocs de béton ou en bois (pieux de cèdre et planches de bois) disposée de telle sorte qu'elle puisse retenir les MES présentes naturellement dans le secteur. Cette technique a été mise à l'essai en bordure de l'autoroute 20, à Rivière-du-Loup. Trois parcs de sédimentation de 22 m de largeur et de 75 cm de hauteur ont été construits dans le but de freiner l'érosion du marais intertidal localisé en bordure de l'autoroute 20 (ARGUS, 1993c, 1994a).

Reprofilage et végétalisation de la rive

Il s'agit de reprofiler la pente du talus pour que les vagues aient moins d'emprise. On recommande une inclinaison de pente supérieure à 1 : 1 et pouvant aller jusqu'à 1 : 3. Des espèces adaptées aux conditions écologiques du site et abondantes dans le milieu sont alors plantées. Dans la région de Montréal ce sont, par exemple, le Saule discoloré, le Cornouiller stolonifère et le Physocarbe à feuilles d'Obier. L'efficacité de cette technique dépend de la force des agents d'érosion; elle est inefficace pour protéger les rives exposées aux vagues de forte amplitude (ARGUS, 1994b, 1994c).

Annexe 7

Impacts potentiels d'un projet de dragage sur l'environnement fluvial

<i>Composantes de l'environnement</i>	<i>Répercussions potentielles</i>
Hydrodynamique, glaces et sédimentologie	<ul style="list-style-type: none"> • Modification du profil bathymétrique et des processus d'écoulement de l'eau et de transport sédimentaire aux différents sites touchés par les travaux • Modification du régime des glaces • Accélération des processus d'érosion ou de sédimentation dans les zones adjacentes
Nature et qualité des fonds	<ul style="list-style-type: none"> • Déplacement sous l'action des courants des sédiments pollués vers des zones de sédimentation non polluées • Modification de la nature et de la qualité des sédiments (texture et granulométrie)
Qualité de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation temporaire de la turbidité et des solides en suspension • Diminution de la transparence • Remise en circulation des polluants au site des travaux et dans les zones adjacentes • Possibilité de turbidité persistante liée à l'érosion du dépôt sous l'action des courants, des marées ou de la navigation • Possibilité de contamination des eaux de ruissellement et de la nappe phréatique
Faune avienne et habitat riverain	<ul style="list-style-type: none"> • Dans le cas de projets de capitalisation, pertes ou modifications d'habitats liées directement aux activités d'excavation • Les dépôts de dragage entraînent, dans certains cas, la création de nouveaux habitats pour la faune avienne • Pertes ou modifications d'habitats liées directement au dépôt des matériaux de dragage en milieu aquatique, notamment dans les herbiers
Faune et habitat terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • Modification d'habitats liés au dépôt terrestre des matériaux dragués • Contamination de la flore
Faune et habitat aquatiques	<ul style="list-style-type: none"> • Perturbation des activités de fraie, d'alevinage, etc. • Dérangement des populations de mammifères marins • Pertes ou modifications d'habitats utilisés par les poissons et autres organismes aquatiques pour la reproduction ou l'alimentation, surtout dans le cas de projets de capitalisation (frayères, aires d'alevinage, d'alimentation, de repos ou de migration) • Entraînement d'organismes vivants par la suction des dragues hydrauliques (poissons, benthos) • Possibilités d'incidences toxicologiques dues à la dégradation de la qualité de l'eau et des sédiments lors de la mise en dépôt (contamination de la chair des poissons)

<i>Composantes de l'environnement</i>	<i>Répercussions potentielles</i>
Faune et habitat aquatiques (suite)	<ul style="list-style-type: none"> • Ensevelissement de la faune benthique, ainsi que d'œufs et de larves de poissons et autres organismes (éponges et coelentérés); étouffement ou gêne des organismes enfouis, dominance d'espèces tolérantes • Modification du substrat au site de dépôt, se traduisant par des modifications de la faune benthique (mortalités, augmentation de la compétition intra et interspécifique, fixation des mollusques empêchée ou retardée) • Obstruction temporaire aux déplacements et migrations (poissons, crustacés, etc.) • Dégradation des lits de fraie et disparition de sources de nourriture (benthos et plancton)
Patrimoine et espaces protégés	<ul style="list-style-type: none"> • Dans le cas de projets de capitalisation, pertes ou dégradation de sites archéologiques reconnus ou potentiels
Activités récréatives	<ul style="list-style-type: none"> • Perturbation des activités récréatives se déroulant dans ou sur l'eau au site des travaux • Entrave à la navigation de plaisance et à la pêche sportive • Pollution et détérioration des zones récréatives et des plages
Pêche commerciale et sportive, chasse et navigation commerciale	<ul style="list-style-type: none"> • Entrave à la navigation, à la pêche et à la chasse • Influence des travaux sur la navigation commerciale (facilité de la navigation après les travaux, non-accessibilité au plan d'eau pendant les travaux) • Des sites peuvent être affectés par les modifications de la qualité de l'eau, entre autres dans le cas de la pêche commerciale au moyen d'engins fixes ou de zones aquicoles • Des aires de pêche peuvent être affectées par les modifications de la morphologie des fonds
Utilisation du territoire	<ul style="list-style-type: none"> • Conflit avec l'usage actuel ou souhaité du site • Création de nouvelles zones terrestres pouvant être aménagées
Qualité de vie	<ul style="list-style-type: none"> • Nuisances temporaires causées par le bruit (transport par camions, opération de la drague, etc.) • Nuisances dues aux odeurs ou aux poussières
Prise d'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Dégradation temporaire de la qualité de l'eau liée au dragage ou à la mise en dépôt des matériaux dragués
Esthétique et paysage	<ul style="list-style-type: none"> • Modification de la qualité du paysage autour des sites touchés par les travaux (modification de la morphologie du terrain, remblayage de berges, création de barrières visuelles et altération du panorama)