

**SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES  
SUR LES ASPECTS PHYSIQUES ET CHIMIQUES  
DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS  
DU SECTEUR D'ÉTUDE VALLEYFIELD-BEAUHARNOIS**

**Rapport technique**

# **Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**

## **Rapport technique Zones d'intervention prioritaire 3 et 4**

**Guy R. Fortin**

Groupe de travail sur les zones d'intervention prioritaire

**Stéphane Lorrain et Marc Pelletier**

PROCÉAN inc.

## AVIS AU LECTEUR

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

On devra citer cette publication comme suit :

Fortin, G. R., S. Lorrain et M. Pelletier.1998. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Zones d'intervention prioritaire 3 et 4.* Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique, 152 pages.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement  
© Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 1998  
N° de cat. : En40-216/34F  
ISBN 0-662-82610-8



## Équipe de réalisation

Analyse et rédaction

Stéphane Lorrain

Marc Pelletier

Guy R. Fortin

Coordination

Guy R. Fortin

Analyse cartographique

Guy Létourneau

Marcel Houle

Révision linguistique et mise en page

Michèle Létienne-Prévost

Traduction

Patricia Potvin

Traitement de texte

Rachida Yalaoui

## Collaborateurs

### **Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) du Québec**

Direction régionale de la Montérégie  
et François Rocheleau

Jean Hubert, Serge Lévesque

Direction des écosystèmes aquatiques, secteur environnement  
Carole Lachapelle, Denis Laliberté et Denis Brouillette

Yves Lefebvre, Serge Hébert,

Direction des politiques du secteur industriel

Jean Lavergne

### **Ministère des Affaires municipales (MAM) du Québec**

Direction des infrastructures urbaines

Michel Laurin

### **Environnement Canada**

Direction de la protection de l'environnement  
Gilles Legault, Jean-François Banville, André Pelletier

Alain Latreille, Élie Fédida,

### **Santé Canada**

Richard Carrier

### **Hydro-Québec**

Marcel Lussier

## Remerciements

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

En plus des personnes mentionnées dans cette liste, nous désirons souligner le support et la qualité des services rendus par l'équipe du Centre de documentation du Centre Saint-Laurent à Montréal, en particulier Carmen Schwery et Philippe Walker, de même que par le personnel de la bibliothèque d'Environnement Canada à Québec, notamment Cécile Morin, Carmen Joseph et Julia Innes.





## Perspective de gestion

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

Le bilan régional est établi à partir d'une synthèse de quatre rapports techniques portant sur les aspects biologiques, physico-chimiques, socio-économiques et sur la santé humaine du secteur étudié. Ces rapports sont préparés par les partenaires fédéraux et provinciaux du plan d'action Saint-Laurent Vision 2000, dans le cadre du volet Implication communautaire.

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

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

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

## Management Perspective

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

A regional assessment report is a synthesis of four technical reports focusing on the biological, physico-chemical, socio-economic and health aspects of a given study area. These reports are prepared by the federal and provincial partners of the St. Lawrence Vision 2000 action plan, under the Community Involvement component.

This is the first time that data on the St. Lawrence River has been gathered and analysed at the local level. The technical reports are even more detailed, assessing the current state of a given area based on known quality criteria.

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

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

## Résumé

Le présent rapport traite du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (ZIP 3 et 4) qui englobe le tronçon résiduel du fleuve et le canal de Beauharnois. Dans ce secteur, la majeure partie de l'écoulement (84 p. 100 du débit) est dérivée vers la centrale hydroélectrique de Beauharnois par le canal de Beauharnois, dont la partie nord est réservée à la Voie maritime du Saint-Laurent. Le reste du débit fluvial s'écoule par de nombreux barrages érigés sur l'ancien lit du fleuve et, dans une moindre mesure, par la rivière Saint-Charles.

Le canal de Beauharnois reçoit la plus grande partie des effluents urbains et industriels rejetés directement dans le fleuve, notamment l'émissaire de la station d'épuration de Salaberry-de-Valleyfield et les effluents des usines de la Zinc Électrolytique du Canada Limitée et de la Dominion Textile Inc. (fermée en 1992). La rivière Saint-Charles reçoit les effluents industriels des Produits Chimiques Expro Inc. Ces sources locales de contamination, de même que les charges de contaminants associées à la pollution diffuse (urbaine, industrielle ou agricole), s'ajoutent aux contaminants introduits à la tête du fleuve au niveau de la décharge des Grands Lacs et du pôle industriel de Cornwall-Massena. Les polluants qui proviennent de ces sources peuvent transiter graduellement jusqu'à l'exutoire du lac Saint-François. Ainsi, la qualité de l'eau et des sédiments de ce secteur a été soumise à la contamination liée à l'urbanisation intense et à l'effervescence industrielle qui ont eu lieu dans le bassin versant du Saint-Laurent.

À cause de son fort débit, le fleuve transporte une charge importante de polluants de toutes sortes, mais cette masse d'eau conserve la plupart de ces particules contaminées en suspension au cours de son passage dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois à cause de la force des courants. Toutefois, il peut en être autrement dans certains secteurs lenticulaires de la baie Saint-François, de la rivière Saint-Charles et du canal de Beauharnois, où des sédiments contaminés peuvent s'accumuler pour des périodes plus ou moins longues. Bien que les sédiments proviennent dans une certaine mesure des apports fluviaux, les sources locales de

contamination peuvent être aussi responsables en partie des contaminations historiques du secteur par les métaux lourds.

Les grandes tendances historiques en matière de contamination des sédiments du fleuve dans la région des lacs Saint-François et Saint-Louis montrent que les concentrations de métaux lourds et de contaminants organiques ont atteint un maximum entre la fin des années 1950 et le début des années 1970, pour décroître considérablement depuis cette période à la suite des premières mesures d'assainissement industriel appliquées dans le bassin versant. Il est probable que cette tendance se soit maintenue dans le secteur de Valleyfield-Beauharnois avec la réduction importante des charges toxiques déversées par les industries et le raccordement des réseaux d'égouts aux stations régionales d'épuration des eaux usées.

## Abstract

This report deals with the Valleyfield–Beauharnois study area (ZIPs 3 and 4), an area which encompasses the ancient river bed of the St. Lawrence River and the Beauharnois Canal. Most of the river flow in this area (84 percent) is channeled to the Beauharnois hydro-electric generating station by the Beauharnois Canal, whose northern section is reserved for the St. Lawrence Seaway. The rest of the river flows through the many dams erected on the ancient river bed and, to a lesser extent, through the Saint-Charles River.

The Beauharnois Canal receives the largest share of all the urban and industrial effluents released directly into the St. Lawrence. The outfall of the Salaberry-de-Valleyfield wastewater treatment plant is located there, and the plant effluents of Canadian Electrolytic Zinc Limited and Dominion Textile Inc. (closed in 1992) are also discharged to the canal. Industrial effluents of the Expro Chemical Products Inc. plant are released into the Saint-Charles River. These local sources of contamination, as well as contaminant loading associated with nonpoint-source pollution (urban, industrial or agricultural) are added to the contaminants introduced at the head of the river via the input of the Great Lakes and the industrial centre of Cornwall–Massena. Pollutants from these sources may be gradually carried along to the outlet of Lake Saint-François. Thus, the water and sediment in this area have been contaminated as a result of the intensive urbanization and industrial growth in the St. Lawrence watershed.

The St. Lawrence, with its strong flow rate, transports a large amount of pollutants of all kinds, although it retains most of these contaminated particles in suspension as it flows through Valleyfield–Beauharnois due to the strength of the current there. This may not be the case, however, in some lentic zones of Saint-François Bay, the Saint-Charles River and the Beauharnois Canal, where contaminated sediment can accumulate for relatively long periods. Whereas a certain proportion of sediments are carried in by fluvial input, local sources of contamination may also be responsible, in part, for the historical contamination of the study area by heavy metals.

Broad historical trends in sediment contamination in the region of lakes Saint-François and Saint-Louis indicate that concentrations of heavy metals and organic contaminants peaked between the late 1950s and the early 1970s. Thereafter, levels dropped substantially with the introduction of the first industrial cleanup programs in the watershed. This trend is likely continuing in Valleyfield–Beauharnois, with the considerable reduction in the toxic loads of industrial discharges and the connection of sewer systems to regional wastewater treatment plants.

# Table des matières

<b>Perspective de gestion</b>	vii
<b>Management Perspective</b>	viii
<b>Résumé</b>	ix
<b>Abstract</b>	xi
<b>Liste des tableaux</b>	xvi
<b>Liste des figures</b>	xviii
<b>CHAPITRE 1 INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
<b>CHAPITRE 2 MILIEU PHYSIQUE</b>	<b>4</b>
2.1    Physiographie du bassin versant	4
2.1.1    La partie fluviale du Saint-Laurent	4
2.1.2    L'ancien lit du fleuve	7
2.1.2.1    Description des ouvrages	7
2.1.2.2    Le canal de Soulanges	11
2.1.3    Le canal de Beauharnois	12
2.2    Hydrologie et hydrodynamique	13
2.3    Sédimentologie	14
2.3.1    Les bassins du fleuve	16
2.3.2    Le canal de Beauharnois	17
2.4    Nature des sédiments	17
2.4.1    Les bassins du fleuve	17
2.4.2    Le canal de Beauharnois	19
2.4.3    La rivière Saint-Charles	19
<b>CHAPITRE 3 LES SOURCES DE CONTAMINATION</b>	<b>20</b>
3.1    Sources ponctuelles	20
3.1.1    Rejets municipaux	21
3.1.2    Rejets industriels	23
3.1.2.1    Dominion Textile Inc.	26

3.1.2.2	Produits chimiques Expro Inc.	28
3.1.2.3	Zinc Électrolytique du Canada Limitée	30
3.1.2.4	Eka Nobel Canada Inc.	32
3.1.3	Affluents tributaires	34
3.1.4	Apport fluvial	34
3.2	Sources diffuses	43
3.2.1	Pollution diffuse urbaine	44
3.2.2	Sites terrestres contaminés	46
3.2.2.1	Inventaire provincial	46
3.2.2.2	Inventaires fédéraux	51
3.2.2.3	Site non inventorié	51
3.2.3	Apports atmosphériques	51
<b>CHAPITRE 4 CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS</b>		<b>55</b>
4.1	Qualité de l'eau	55
4.1.1	Tendances à long terme	57
4.1.2	Comparaison avec les critères de qualité de l'eau	60
4.1.3	Dépassements des critères de qualité	62
4.1.3.1	Paramètres conventionnels	62
4.1.3.2	Bactériologie	63
4.1.3.3	Métaux et métalloïdes	65
4.1.3.4	Autres substances toxiques	68
4.1.3.5	Données de la BQMA	70
4.1.4	Contamination des cours d'eau tributaires	72
4.1.5	Répartition de la contamination	74
4.2	Qualité des sédiments	75
4.2.1	Comparaison avec les critères de qualité des sédiments	76
4.2.1.1	Baie Saint-François et rivière Saint-Charles	78
4.2.1.2	Bassins du fleuve	80
4.2.1.3	Canal de Beauharnois	83
4.2.2	Répartition des zones contaminées et sources de contamination	84
4.2.3	Évolution temporelle de la contamination	86
<b>CHAPITRE 5 BILAN DES CONNAISSANCES</b>		<b>91</b>
5.1	Pertes d'usages	91
5.1.1	Pertes potentielles d'usages de l'eau	92



5.1.2	Pertes potentielles d'usages des sédiments	93
5.2	Principales sources de toxiques	97
<b>Références</b>		102
<b>Annexes</b>		
1	Méthode d'évaluation des charges municipales en zinc, cuivre et plomb	113
2	Un indicateur de rejets toxiques : L'indice Chimiotox	116
3	Le Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)	123
4	Description des stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois	127
5	Critères de qualité pour divers usages de l'eau	128
6	Statistiques de base pour les stations NAQUADAT	134

## Liste des tableaux

1	Variations interannuelles des débits entre 1975 et 1986 et partage des eaux du fleuve à l'entrée du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois	13
2	Caractéristiques granulométriques et contenu en matières organiques des sédiments des canaux d'amenée et d'évacuation de la Centrale des Cèdres	19
3	Types de traitements des eaux usées par les municipalités riveraines du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois	22
4	Estimations des rejets de zinc, cuivre et plomb par les municipalités riveraines du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois en 1989	22
5	Rejets de DBO <sub>5</sub> et de MES, et rendements d'épuration de la station de Salaberry-de-Valleyfield	23
6	Établissements industriels visés par le PASL et SLV 2000 dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois	24
7	Estimations des charges déversées par Dominion Textile Inc. dans le canal de Beauharnois avant sa fermeture et réduction de la charge toxique entre 1988 et 1995	27
8	Estimations des charges déversées par Produits chimiques Expro Inc. dans la rivière Saint-Charles et réduction de la charge toxique entre 1988 et 1995	29
9	Estimation des charges déversées par Zinc électrolytique du Canada Limitée dans le canal de Beauharnois et réduction des charges toxiques entre 1988 et 1995	31
10	Estimation des charges déversées par Eka Nobel Canada Inc. dans le réseau d'égouts municipal de Salaberry-de-Valleyfield	33
11	Estimations des apports en contaminants des affluents en 1991-1992	35
12	Estimations des apports annuels moyens en métaux et en substances organiques du Saint-Laurent à l'entrée du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois	41
13	Sommaire des charges annuelles de contaminants des eaux de ruissellement de la ville de Cornwall	45
14	Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois	47
15	Rejets des substances de l'INRP par les industries du secteur de Valleyfield-Beauharnois	53
16	Variations saisonnières et tendances à long terme de certains paramètres de qualité de l'eau dans le secteur de Valleyfield-Beauharnois de 1978 à 1988	59

17	Paramètres conventionnels dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois durant la période de 1985 à 1992	63
18	Métaux dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois entre 1985 et 1990	66
19	Fréquence de détection des composés organochlorés dans le Saint-Laurent entre 1985 et 1990	69
20	Caractéristiques physico-chimiques de l'eau à la station de Valleyfield (F1) durant la période de 1990 à 1991	71
21	Fréquence et amplitude de dépassement des critères de qualité de l'eau à la station F 1 du MEF durant les étés 1990 et 1991	72
22	Indice Chimiotox (IC) organique, inorganique et total des cours d'eau tributaires du secteur Valleyfield-Beauharnois et des 12 rivières les plus contaminées du Saint-Laurent en 1991	73
23	Dépassements des critères de qualité des sédiments dans la baie Saint-François en 1972-1973	78
24	Dépassements des critères de qualité des sédiments dans la rivière Saint-Charles en 1972-1973	79
25	Qualité des sédiments de la baie Saint-François et de la rivière Saint-Charles en 1972-1973	80
26	Caractéristiques physico-chimiques des sédiments prélevés entre 1988 et 1991 dans le secteur de Coteau-du-Lac à Pointe-des-Cascades et dépassements des critères de qualité	82
27	Qualité des sédiments du canal de Beauharnois en 1972-1973 et en 1985	84
28	Pertes potentielles d'usages dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois et liste des paramètres responsables	95
29	Principales sources de contamination de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois	98

## Liste des figures

1	Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire	2
2	Secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (zones d'intervention prioritaire 3 et 4)	5
3	Bassin versant du Saint-Laurent	6
4	Bilan sédimentaire de la région des lacs Saint-François et Saint-Louis	15
5	Présentation schématique de la nature des sédiments au fond du bassin de Pointe-des-Cascades	18
6	Emplacements des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau	37
7	Évolution spatiale du débit médian et des débits massiques d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans le Saint-Laurent durant les étés 1990 et 1991	38
8	Cycle annuel de variation de cinq descripteurs de la qualité de l'eau à la station principale de Valleyfield (F1) en 1990 et 1991	39
9	Emplacements des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des sédiments	56
10	Profils des concentrations de substances organiques et inorganiques dans les sédiments du lac Saint-Louis en 1992	87
11	Profils des concentrations de substances organiques et inorganiques dans les sédiments du lac Saint-François en 1992	88
12	Profils du FEA de métaux-traces dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis en 1990	89

## CHAPITRE 1      **Introduction**

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

Le territoire visé par Saint-Laurent Vision 2000 englobe toute la section québécoise du fleuve, entre Cornwall et l'île d'Orléans, le moyen estuaire et l'estuaire maritime, le golfe du Saint-Laurent et certains affluents tels que les rivières L'Assomption, Boyer, Chaudière, Richelieu, Saguenay, Saint-Maurice et Yamaska. De plus, à cause de sa vaste étendue et de sa grande hétérogénéité, le fleuve a été divisé en 23 zones d'intervention prioritaires (ZIP) regroupées en 13 secteurs d'étude (figure 1). Ces zones ont été délimitées en fonction des régions biogéographiques (Ghanimé *et al.*, 1990), du régime hydrologique (Frenette *et al.*, 1989), de l'importance des ressources biologiques (Langlois et Lapierre, 1989), des caractéristiques socio-économiques et des possibilités éventuelles de restauration (Roy, 1989).

# SECTEURS D'ÉTUDE DU PROGRAMME ZIP



— Limites des secteurs d'étude

0 100 km

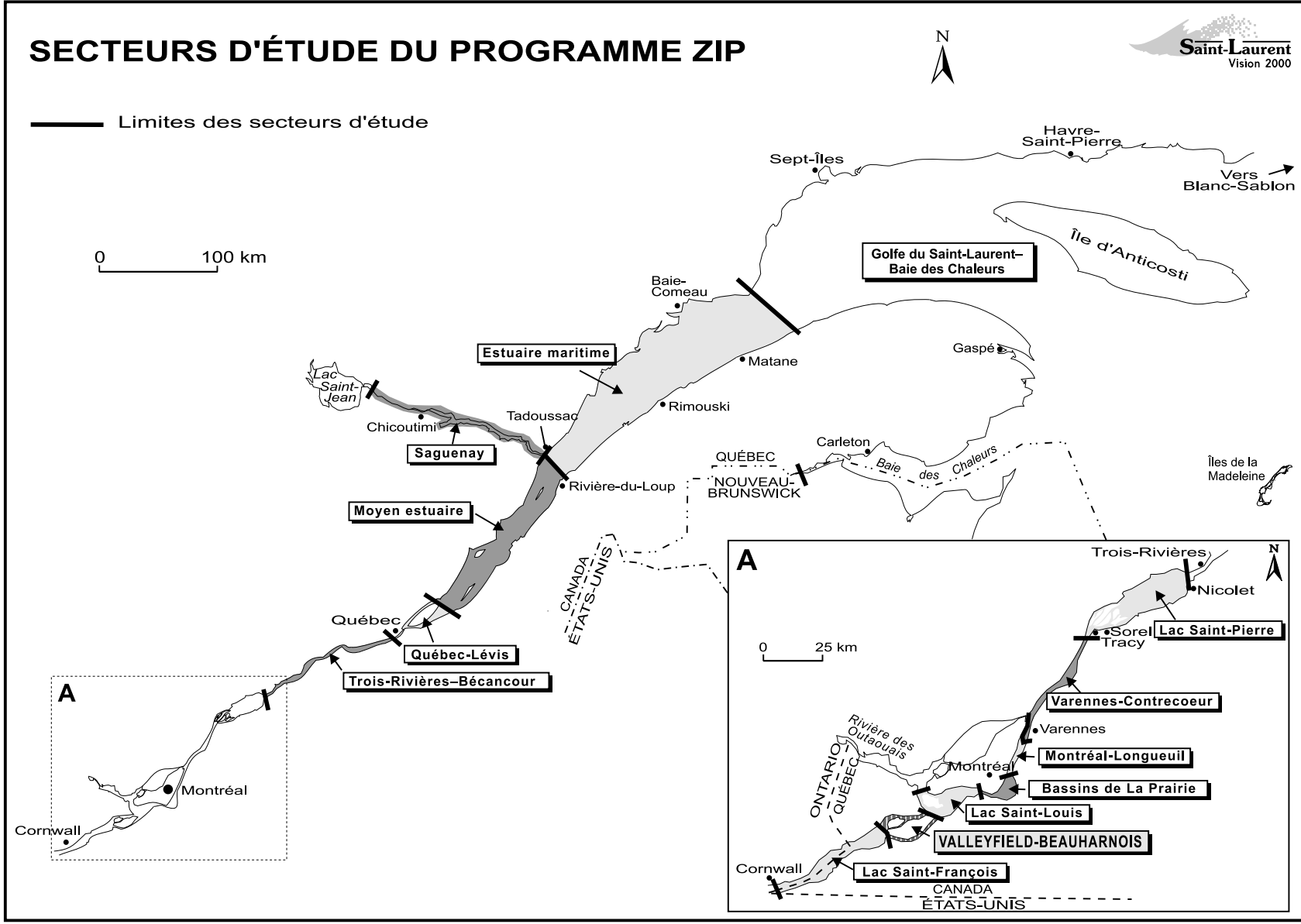


Figure 1 Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire

Le présent rapport traite des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur compris entre les lacs Saint-François et Saint-Louis, soit le secteur de Valleyfield-Beauharnois et de leur impact sur les usages de ce tronçon du fleuve. Ce secteur inclut l'ancien lit du fleuve (ZIP 3) et le canal de Beauharnois (ZIP 4). Après une description générale du milieu physique, le rapport examine les diverses sources de contamination, qu'elles soient d'origine municipale, industrielle, diffuse ou en provenance de cours d'eau tributaires, ainsi que les apports de contaminants. Ensuite, les résultats des études existantes sont comparés aux critères de qualité de l'eau du ministère de l'Environnement et de la Faune (MENVIQ, 1990, rév. 1992; MEF, 1996a) et aux critères de qualité des sédiments établis par Procéan (1991) sous la direction d'un comité intergouvernemental (CSL et MENVIQ, 1992). Cette démarche permet de cerner la nature et l'étendue de la contamination et d'identifier les pertes potentielles d'usages du milieu.

Les efforts ont surtout porté sur l'identification de problèmes environnementaux suscités par la présence de polluants. Les conclusions du présent rapport devront être comparées aux résultats des rapports biologique (Armellin et Mousseau, 1998) et socio-économique (Jourdain, 1998) afin d'obtenir une image complète et réaliste de l'état de ce tronçon du Saint-Laurent.

## CHAPITRE 2 **Milieu physique**

Le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (ZIP 3 et 4) couvre l'ensemble des voies d'écoulement des eaux du lac Saint-François jusqu'au lac Saint-Louis de même que les milieux terrestres adjacents. Les eaux du lac Saint-François s'engouffrent dans deux embranchements : la branche nord, qui est l'ancien lit du fleuve, et la branche sud, qui est le canal de Beauharnois (figure 2). La branche nord comprend les réservoirs et les barrages hydroélectriques qui enjambent le fleuve, au nord de l'île de Salaberry, de même que la rivière Saint-Charles qui coule au sud de cette île. La branche nord coule sur une distance de 23 km entre Les Coteaux et Pointe-des-Cascades. Le canal de Beauharnois, ou la branche sud, par lequel passe la voie maritime du Saint-Laurent a une longueur d'environ 24 km.

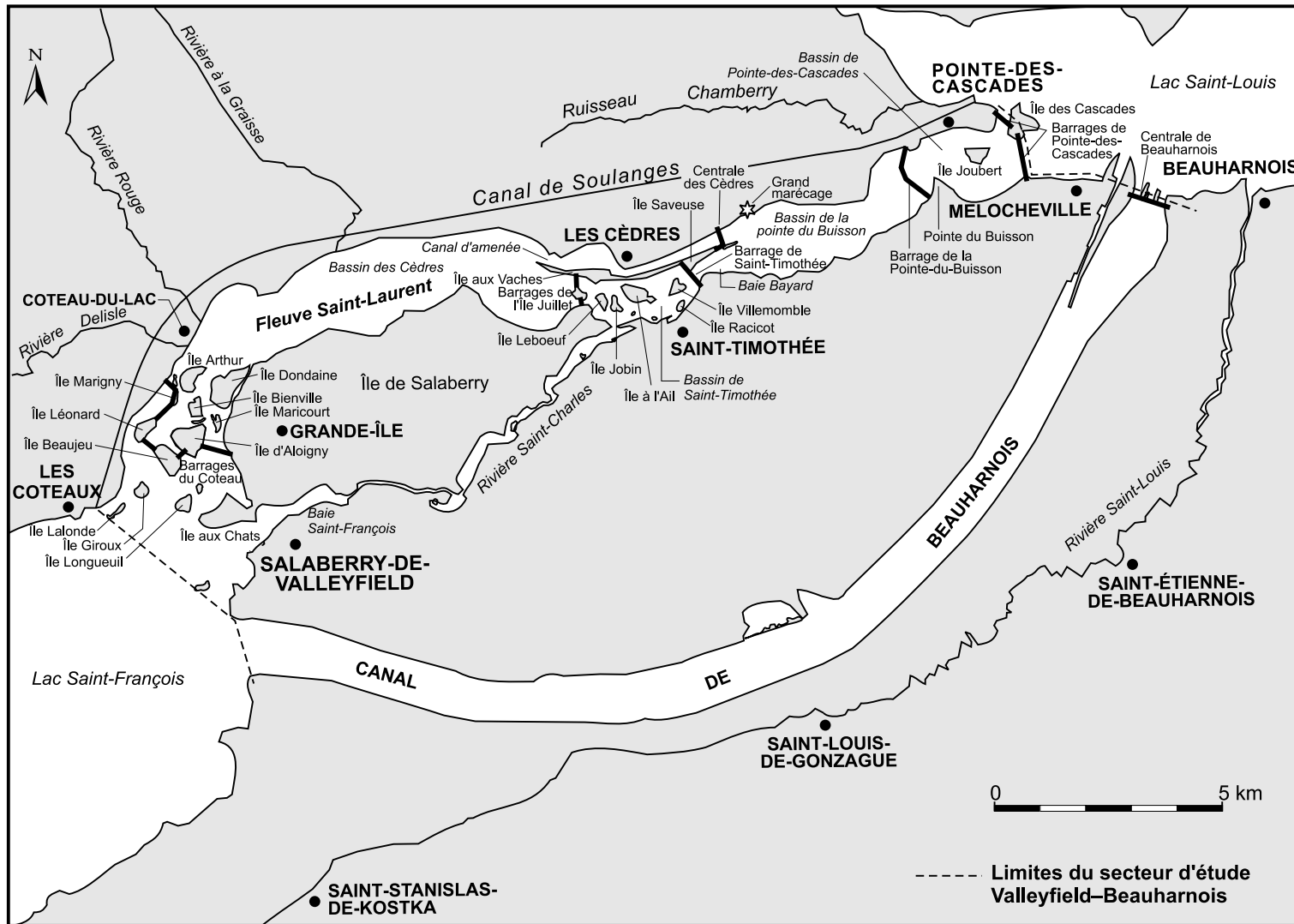
### **2.1 Physiographie du bassin versant**

Le bassin versant du Saint-Laurent draine la région des Grands Lacs, les basses-terres du Saint-Laurent et une partie du Bouclier canadien et des Appalaches (figure 3). Les basses-terres de la vallée du Saint-Laurent sont formées de roches sédimentaires et métamorphiques recouvertes de dépôts meubles et d'argile glacio-marine de la mer de Champlain datant du Quaternaire. Ces terres sont bordées, au nord, par le Bouclier canadien constitué de roches cristallines âgées de 600 millions à quatre milliards d'années et, au sud, par les Appalaches composées de roches sédimentaires déformées datant de plusieurs millions d'années.

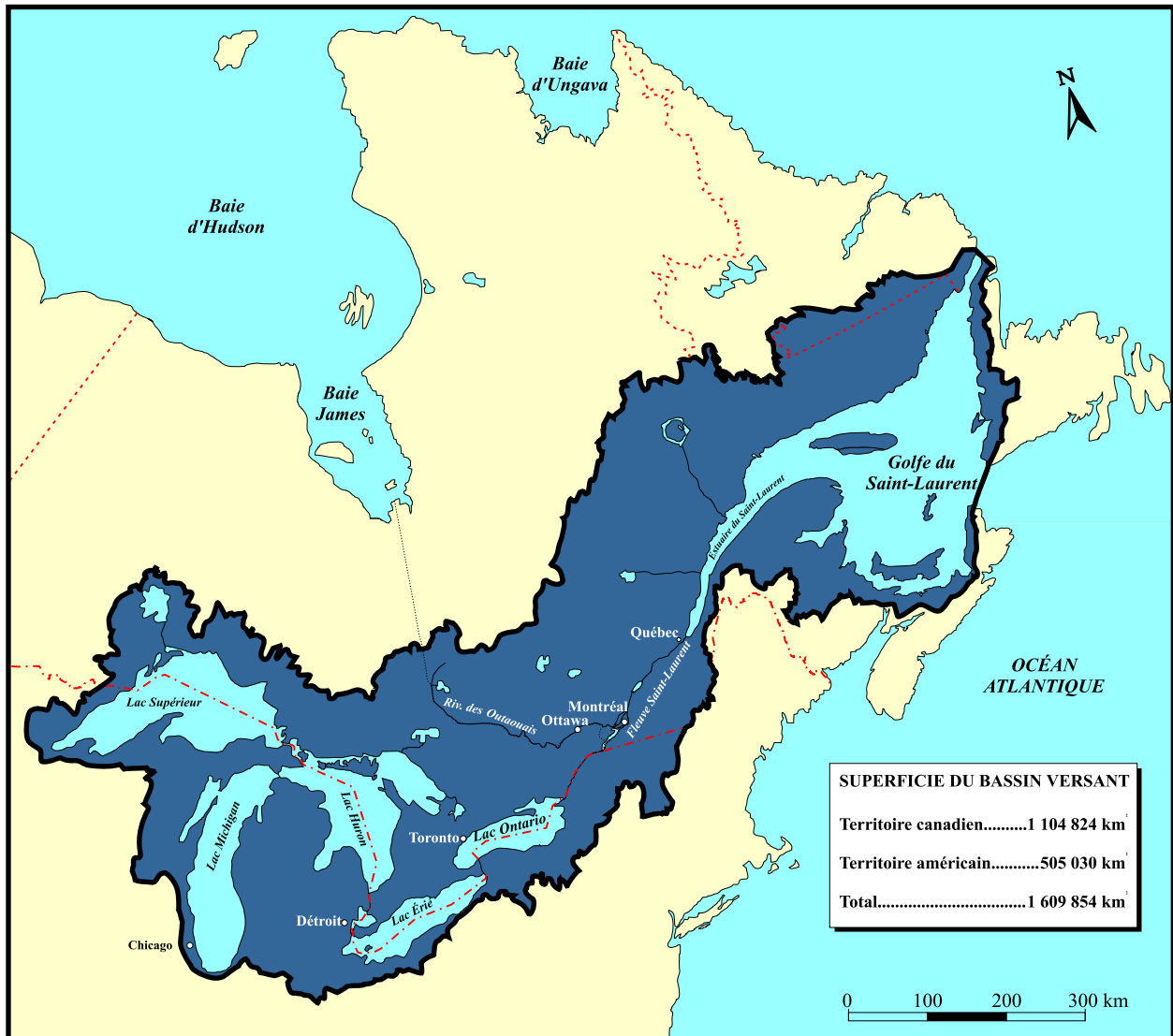
#### **2.1.1 La partie fluviale du Saint-Laurent**

Le bassin de drainage du Saint-Laurent est limité par ceux des nombreux fleuves qui se déversent dans la mer du Labrador, la baie d'Ungava, la baie James, le golfe du Mexique et l'océan Atlantique (figure 3). D'une superficie totale de 1 609 854 km<sup>2</sup>, ce bassin s'étend sur 1 104 824 km<sup>2</sup> (69 p. 100) au Canada et sur 505 030 km<sup>2</sup> (31 p. 100) aux États-Unis (Frenette *et al.*, 1989).





**Figure 2** Secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (zones d'intervention prioritaire 3 et 4)



Source : Germain et Janson, 1984.

**Figure 3 Bassin versant du Saint-Laurent**

La physiographie actuelle du Saint-Laurent s'est établie il y a environ 3000 ans (Dionne, 1988). L'effet successif d'épisodes glaciaires et marins a contribué à modeler les Grands Lacs, les vallées fluvio-glaciaires et de nombreux plateaux parsemés de lacs. Avec le relèvement isostatique, le fleuve a creusé graduellement son lit en érodant des formations du Quaternaire. Le réseau hydrographique actuel du fleuve reflète ces événements.

Ce réseau hydrologique et son bassin de drainage se divisent en quatre grandes régions : les Grands Lacs, le fleuve Saint-Laurent, son estuaire et son golfe. Du bassin versant total du fleuve, 60 p. 100 (709 994 km<sup>2</sup>) alimentent le système des Grands Lacs qui couvre une superficie de 250 000 km<sup>2</sup> et qui contient 42 000 km<sup>3</sup> d'eau, soit la plus grande réserve d'eau douce au monde. Le fleuve proprement dit, du lac Ontario au golfe, coule sur près de 750 km et draine 40 p. 100 (473 330 km<sup>2</sup>) du bassin versant total (Frenette *et al.*, 1989). Il comporte un tronçon fluvial qui s'étend de Kingston, à la sortie du lac Ontario, jusqu'à Trois-Rivières et un tronçon estuarien, de Trois-Rivières à Pointe-des-Monts.

### 2.1.2 L'ancien lit du fleuve

Une partie des eaux du lac Saint-François s'écoule dans le fleuve à partir des ouvrages de Coteau, près de Coteau-Landing, pour ensuite baigner, sur sa rive nord, les municipalités de Coteau-du-Lac, Les Cèdres et Pointe-des-Cascades, et sur sa rive sud, Grande-Île et Saint-Timothée. Les bassins qui font partie de cette zone sont le bassin de Coteau, en aval des ouvrages du même nom, le canal d'amenée de la Centrale des Cèdres, le bassin de Saint-Timothée entre les ouvrages de l'île Juillet et ceux de Saint-Timothée, le bassin de la pointe du Buisson en amont des ouvrages du même nom et celui de Pointe-des-Cascades en amont des mêmes ouvrages (Environnement Illimité, 1987). La figure 2 illustre les bassins et les ouvrages hydroélectriques qui parsèment le fleuve.

#### 2.1.2.1 Description des ouvrages

Depuis le début du siècle, de nombreux ouvrages de contrôle du niveau de l'eau ont été aménagés dans l'ancien lit du fleuve. Ces ouvrages seront décrits selon leur localisation de l'amont vers l'aval (figure 2). Cette description est tirée d'Environnement Illimité (1987).

**Ouvrages de Coteau.** – Les trois barrages de Coteau ont été construits de 1933 à 1943 pour contrôler les eaux à la sortie du lac Saint-François de façon à dériver les eaux du Saint-Laurent vers le canal de Beauharnois et la centrale hydroélectrique de Beauharnois. Mentionnons également les digues de Coteau qui relie une série de petites îles (d'Aloigny, Beaujeu, Léonard

et Marigny) entre l'île de Salaberry et la rive nord du fleuve à Coteau-du-Lac. Leur fonction consiste à retenir les eaux du Saint-Laurent et à alimenter le moulin Langevin de Coteau-du-Lac. Un pertuis achemine une partie des eaux du lac Saint-François vers les ouvrages en aval de Coteau-du-Lac (déversoirs et digues) qui retiennent les eaux en bordure de la rive nord jusqu'au moulin.

Sur la rive sud du fleuve, trois pertuis permettent d'alimenter les ouvrages régulateurs adjacents à l'île de Salaberry. Ces derniers (crêtes déversantes et digues) retiennent les eaux de la sortie du pertuis en bordure de la rive sud du fleuve afin de créer un niveau d'eau acceptable pour les riverains. Ces barrages drainent les eaux d'un bassin d'une superficie de 78 665 km<sup>2</sup>. De cette façon, le niveau du lac Saint-François est maintenu en période d'eau libre entre 46,25 et 46,46 m, tandis que durant la période hivernale, le niveau normal se situe près de 46,56 m (Hydro-Québec, 1981).

Les ouvrages n<sup>os</sup> 1, 2 et 3 de Coteau ont été conçus initialement pour évacuer un débit de 9401 m<sup>3</sup>/s. D'après une étude réalisée par le Service hydraulique d'Hydro-Québec en juin 1980, la capacité des ouvrages de Coteau atteindrait plutôt 12 969 m<sup>3</sup>/s (incluant le délestage de la Centrale de Beauharnois; par contre, les ouvrages situés en aval ne pourraient supporter un tel débit) et correspondrait à une cote de 46,86 du lac Saint-François. Cependant, un débit de 241 m<sup>3</sup>/s, et plus récemment de 290 m<sup>3</sup>/s (Armellin et Mousseau, 1998), est garanti en tout temps à Coteau afin d'assurer un débit minimal pour les riverains et la vie aquatique.

En période d'eau libre, le barrage n<sup>o</sup> 2 de Coteau est fermé, alors que les ouvrages n<sup>os</sup> 1 et 3 de Coteau évacuent chacun 50 p. 100 du débit. Une porte du barrage n<sup>o</sup> 1 de Coteau reste ouverte en permanence et permet d'évacuer un débit d'au moins 240 m<sup>3</sup>/s. Ce dernier atteint généralement environ 280 m<sup>3</sup>/s. En cas de besoin, une deuxième porte du barrage n<sup>o</sup> 1 est ouverte, puis si nécessaire, le barrage n<sup>o</sup> 3 de Coteau. En période hivernale, les barrages n<sup>os</sup> 2 et 3 de Coteau sont fermés. Le débit sécuritaire maximal en période hivernale est de 2500 m<sup>3</sup>/s afin d'assurer la stabilité du couvert de glace aux Cèdres.

**Ouvrages de l'île Juillet.** – La baisse du niveau d'eau à l'entrée du canal d'amenée de la Centrale des Cèdres lors du premier détournement de 1500 m<sup>3</sup>/s vers le canal de Beauharnois a

nécessité la construction d'un déversoir submergé en 1934. Mais en 1940, la compagnie Beauharnois Light, Heat and Power a été autorisée à dériver un débit de 2350 m<sup>3</sup>/s vers la Centrale de Beauharnois, ce qui a nécessité la construction d'un barrage régulateur permanent. Les barrages de l'île Juillet ont donc été édifiés en 1940 et 1941. Ces ouvrages barrent la section du fleuve située à droite du canal d'amenée de la Centrale des Cèdres et permettent de maintenir le niveau d'eau dans ce canal à la cote requise pour l'exploitation de la centrale. Les niveaux du bief en amont des ouvrages sont mesurés sur place au limnimètre Ferry et sont contrôlés en fonction des besoins de la centrale. Durant la période d'eau libre et la période hivernale, le niveau minimal atteint 40,00 m, alors que le niveau maximal s'élève à 40,40 m. Il est nécessaire d'évacuer un certain débit aux ouvrages de l'île Juillet lorsque la Centrale des Cèdres ne peut recevoir tout le débit évacué aux ouvrages de Coteau. De plus, en tout temps, avant de déverser tout débit d'eau au barrage de l'île Juillet, Hydro-Québec doit s'assurer qu'un débit correspondant est déversé au barrage de Saint-Timothée.

**Ouvrages de Saint-Timothée.** – Les ouvrages compensateurs de Saint-Timothée ont été contruits entre 1965 et 1971 dans le but de créer dans ce secteur un bassin à des fins récréatives en période d'eau libre. Il s'agissait en somme d'adopter une cote de retenue permettant de baigner adéquatement le rivage et de recouvrir les fonds jusqu'à l'aval immédiat de l'île Juillet. C'est dans ce bassin que se jettent les eaux de la rivière Saint-Charles. En période d'eau libre, les fluctuations de débit sont peu importantes, et le niveau demeure aux alentours de 35,28 m. Durant la période hivernale, le bassin est vidangé, et son niveau est voisin de celui du seuil des vannes (26,14 m) qui sont alors maintenues ouvertes. Les débits évacués à Saint-Timothée en période d'eau libre correspondent à ceux déversés aux ouvrages de l'île Juillet et au débit provenant de la rivière Saint-Charles. Le débit maximal de l'évacuateur est de 6680 m<sup>3</sup>/s et dépend du niveau minimal à la Centrale des Cèdres (28,35 m).

Un débit constant est maintenu aux deux passes du collecteur d'écumes de Saint-Timothée, et ces dernières ne sont pas complètement ouvertes en raison de la présence de poutrelles à la cote 32,53 m dans chaque passe. Le débit maximal du déversoir est de 56,63 m<sup>3</sup>/s quand les deux passes sont maintenues ouvertes et que le plan d'eau atteint la cote de 35,28 m.

L'évacuateur a été conçu pour pouvoir déverser les eaux à un débit de 5153,62 m<sup>3</sup>/s durant la période hivernale.

**Centrale des Cèdres.** – La Centrale des Cèdres a été construite entre 1912 et 1924 afin d'utiliser le débit naturel du Saint-Laurent entre l'île aux Vaches et la rive nord pour la production d'électricité. Depuis la mise en service de la Centrale de Beauharnois, la Centrale des Cèdres utilise la partie résiduelle du débit du fleuve qui n'est pas dérivée vers le canal de Beauharnois.

En périodes d'eaux libres et hivernales, les niveaux minimaux et maximaux varient de 37,95 à 40,28 m en amont de la centrale. En aval de celle-ci, les niveaux varient de 28,20 à 30,17 m. L'exploitation de la Centrale des Cèdres dépend de celle de Beauharnois. En effet, depuis la construction de la Centrale Beauharnois III, la Centrale des Cèdres reçoit un débit minimal de 283 m<sup>3</sup>/s, auquel s'ajoute la partie résiduelle du débit du fleuve qui n'est pas dérivée vers le canal de Beauharnois. Le débit total ne peut toutefois pas dépasser un maximum de 1566 m<sup>3</sup>/s qui est le débit maximal turbinable.

**Ouvrages de la pointe du Buisson.** – Les ouvrages de la pointe du Buisson ont été construits entre 1960 et 1962 dans le but de créer dans ce secteur un bassin à des fins récréatives en période d'eaux libres. Les niveaux en période d'eaux libres varient de 27,96 à 28,57 m. Depuis sa construction et jusqu'en 1978, le bassin a été vidangé à chaque automne, et il n'existait pas de restrictions sur le rythme de la vidange. Puis de 1978 à 1981, le bassin n'a plus été vidangé.

Le barrage de la Pointe-du-Buisson peut déverser un débit total de 5156 m<sup>3</sup>/s par l'évacuateur quand toutes les vannes sont ouvertes, par la crête déversante et le collecteur d'écumes. Un débit constant est maintenu par le collecteur d'écumes qui a une capacité d'évacuation de 67,96 m<sup>3</sup>/s lorsque les deux passes sont complètement ouvertes. La crête déversante et l'évacuateur peuvent déverser des débits maximaux de 848 m<sup>3</sup>/s et 4240 m<sup>3</sup>/s respectivement.

**Ouvrages de Pointe-des-Cascades.** – La construction des ouvrages de Pointe-des-Cascades a eu lieu en 1963-1964 dans le but de restaurer l'aspect général des lieux en établissant un plan d'eau de niveau acceptable. Les niveaux d'eau en période d'eaux libres varient entre 23,47

et 24,73 m. Le bassin est vidangé à l'automne, et son niveau est alors voisin de celui du lac Saint-Louis. Avant 1978, il n'y avait aucune restriction sur la vitesse de vidange, mais depuis cette date, la vitesse de vidange a été fixée à 1 m par jour (3,8 cm à l'heure).

Durant la période hivernale, toutes les vannes sont maintenues ouvertes. Le niveau du plan d'eau en amont est environ le même que celui du lac Saint-Louis (21,26 m). L'ouvrage de Pointe-des-Cascades a été conçu pour évacuer un débit total de 6552 m<sup>3</sup>/s par l'évacuateur (toutes vannes ouvertes), par les crêtes déversantes et le collecteur d'écume (en incluant le déclenchement des centrales de Beauharnois et des Cèdres ainsi qu'un débit nul à cette dernière). L'évacuateur peut débiter jusqu'à 4988 m<sup>3</sup>/s. Le déversoir à crête libre contribue à évacuer tout le débit lorsqu'il est inférieur à environ 1496 m<sup>3</sup>/s. Lorsque le débit est supérieur à cette valeur, les vannes sont successivement ouvertes selon le débit. Un débit constant est maintenu au collecteur d'écume lorsque la passe est complètement ouverte. Sa capacité d'évacuation est de 67,96 m<sup>3</sup>/s.

### **2.1.2.2 Le canal de Soulanges**

Le canal de Soulanges est situé sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Il a été creusé entre 1892 et 1899 à des fins de navigation et de production d'électricité, et il a été exploité pour le transit maritime jusqu'à l'ouverture de la voie maritime actuelle du canal de Beauharnois en avril 1959 (Clermont et Dumont, 1991). Le canal de Soulanges a une longueur de 23,6 km, une largeur moyenne de 48,8 m à sa surface et de 29,3 m au fond, une profondeur moyenne de 4,6 m et un débit inférieur à 5 m<sup>3</sup>/s. Lorsqu'il était exploité, cinq écluses permettaient aux bateaux de franchir une dénivellation de 24,9 m (Clermont et Dumont, 1991).

### 2.1.3 Le canal de Beauharnois

Construit au sud de l'île de Salaberry, le canal de Beauharnois relie le lac Saint-François au lac Saint-Louis (figure 2). C'est dans ce canal que circulent les bateaux qui doivent traverser cette région du fleuve en utilisant la voie maritime. Cette voie de navigation a été choisie comme alternative au fleuve Saint-Laurent en 1842, et les travaux de construction du premier canal ont débuté au printemps de la même année. Finalement, le 11 octobre 1845, le canal de Beauharnois a été ouvert au trafic maritime (Girouard, 1873), et son utilisation a finalement été abandonnée en 1907 (Les Entreprises Archéotec, 1983).

En mars 1929, le gouvernement fédéral, en vertu de la *Loi pour la protection des eaux navigables*, approuvait les plans du nouveau canal de Beauharnois, dont la partie nord était réservée pour la future voie maritime du Saint-Laurent. Le 12 octobre 1929, une cérémonie officielle inaugurait les travaux d'excavation du canal et de la centrale n° 1 de Beauharnois. Cette centrale, longtemps l'une des plus importantes d'Amérique du Nord, a été mise en exploitation en octobre 1932 (Environnement Illimité inc., 1987).

« Pour continuer la voie maritime le long du Saint-Laurent, là où le fleuve prend forme de frontière, un accord était nécessaire entre le Canada et les États-Unis. Un accord définitif fut conclu en 1954, et les travaux commencèrent dès l'automne suivant. L'ensemble de la voie maritime fut ouvert à la navigation le 25 avril 1959.

« Le nouveau canal de Beauharnois, une fois achevé, est devenu une impressionnante avenue d'eau d'une largeur de 1006 mètres et d'une longueur de 24,5 kilomètres. Il dérive l'eau du lac Saint-François et aboutit à une hauteur de chute de 24,4 mètres à la centrale, cette dernière étant munie de 36 groupes d'une puissance installée de 1623 MW (groupes auxiliaires A et B exclus), et d'un évacuateur de 4 passes » (Environnement Illimité inc., 1987).

**Centrale de Beauharnois.** – Les travaux de construction de la première phase de la Centrale de Beauharnois ont débuté en octobre 1929 et ont été complétés en 1948. Ils permettaient la production de 483 360 kW.h. Une deuxième phase, pour augmenter la puissance à 538 400 kW, a été terminée en 1959. La dernière phase a été complétée en 1961, et elle permet de fournir une puissance de 1 574 260 kW et une puissance annuelle de 11,7 milliards kW.h. Le canal d'aménée (canal de Beauharnois) a une longueur de 24,5 km, une largeur de 1 km et une



profondeur moyenne de 9 m. La vitesse moyenne annuelle du courant dans le canal atteint environ 0,7 m/s (Environnement Illimité inc., 1987). Cependant, les courants peuvent être très variables dans le canal de Beauharnois afin de minimiser les variations de niveau du lac Saint-François.

## 2.2 Hydrologie et hydrodynamique

Dans la zone à l'étude, 99,9 p. 100 des eaux proviennent du lac Saint-François et donc du bassin amont du Saint-Laurent (Environnement Illimité, 1987). Les eaux du fleuve, après un temps de résidence qui ne dépasse pas trois jours dans le lac Saint-François (Frenette *et al.*, 1989; Sylvestre, 1989; INRS, 1974), atteignent le lac Saint-Louis par huit exutoires (tableau 1).

**Tableau 1**  
**Variations interannuelles des débits entre 1975 et 1986 et partage**  
**des eaux du fleuve à l'entrée du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**

<i>Exutoires</i>	<i>Station de mesure</i>	<i>% du débit</i>	<i>Débit</i>		
			<i>Moyenne (m<sup>3</sup>/s)</i>	<i>Écart-type (m<sup>3</sup>/s)</i>	<i>Coefficient de variation (%)</i>
Canal de Beauharnois	91415001*	83,70	6786	214	3,15
Coteau 1, 2 et 3	92415004	15,35	1403	318	22,68
Moulin Langevin		0,25	21**		
Camp Bosco		0,10	8**		
Rivière Saint-Charles		0,40	33**		
Canal de Soulanges		0,05	4**		
Canal Saint-Louis		0,05	4**		
Fleuve Saint-Laurent	92415001	99,9	8217	430	204,66

Source : Valeurs tirées d'Environnement Illimité, 1987.

\* Station de mesure du débit située à la sortie du canal de Beauharnois.

\*\* Débits estimés à partir du débit total du fleuve.

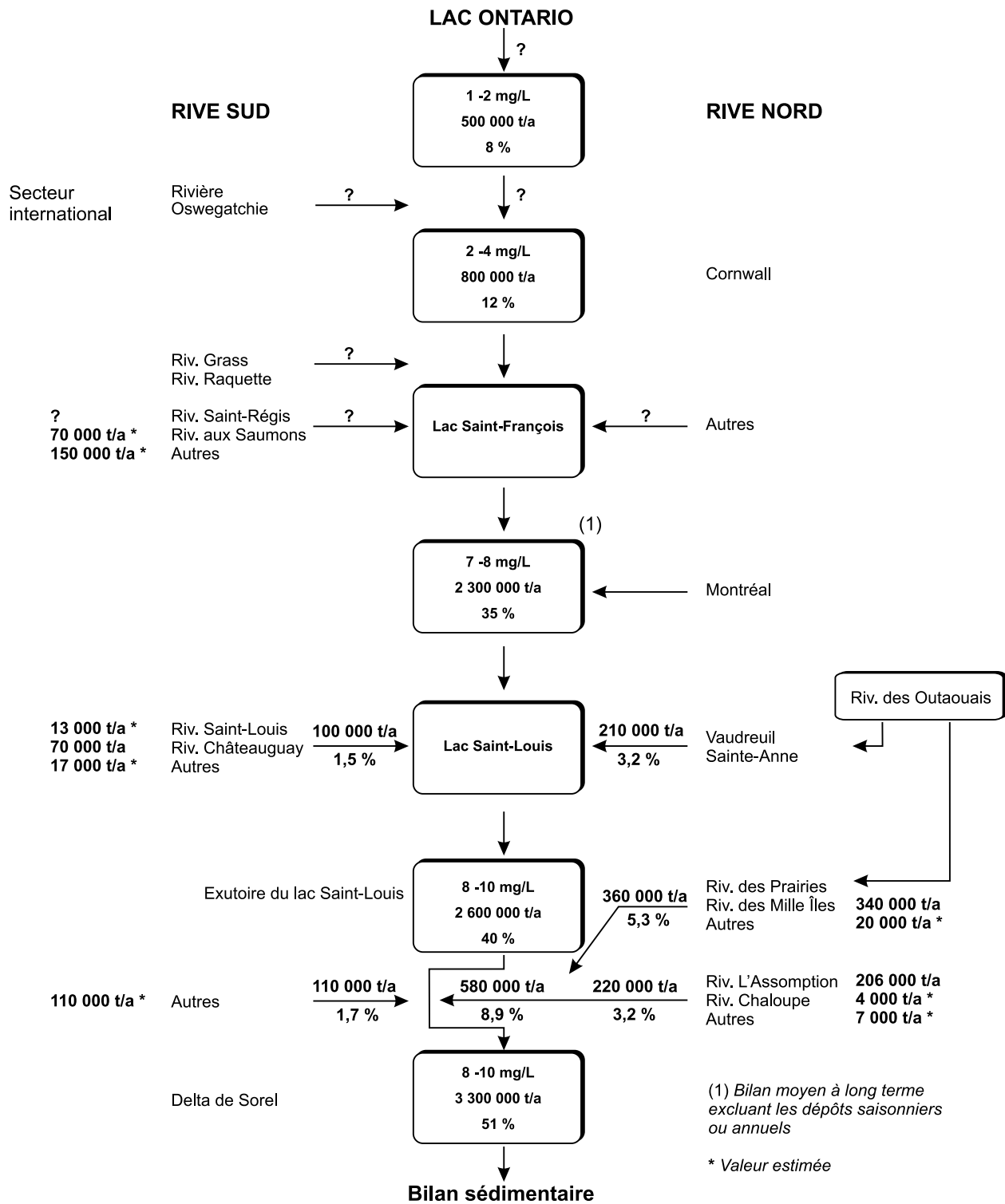
Le canal de Beauharnois (ZIP 4), qui reçoit près de 84 p. 100 du débit du fleuve, est de loin le plus important. Les barrages 1, 2 et 3 de Coteau (ZIP 3), seconds en importance avec

plus de 15 p. 100 du débit, permettent aux eaux du lac Saint-François de s'écouler dans le fleuve (Environnement Illimité, 1987). La contribution des rivières Delisle, Rouge et Grass et d'autres petits affluents au débit de ce tronçon du fleuve est d'environ 0,1 p. 100. Le débit moyen de la rivière Delisle, le plus important de ces affluents, atteint seulement 7,4 m<sup>3</sup>/s (Asseau-INRS, 1991).

## 2.3 Sédimentologie

En raison de la régularisation du niveau des eaux, de la dimension des Grands Lacs et des faibles taux de renouvellement des eaux (par exemple, 7,2 ans pour le lac Ontario; Frenette *et al.*, 1989) qui favorisent la sédimentation des matières en suspension dans ces bassins et en l'absence de cours d'eau tributaires importants qui débouchent en amont du secteur d'étude, la charge sédimentaire du lac Saint-François est relativement faible. Les concentrations de matières en suspension ne dépassent généralement pas 4 à 5 mg/L dans le lac Saint-François et peuvent atteindre tout au plus 7 à 8 mg/L à l'entrée du lac Saint-Louis (figure 4).

Frenette *et al.* (1989) estiment que la charge sédimentaire en provenance des Grands Lacs se situe entre 500 000 et 1 000 000 t/a sur la base d'un bilan moyen à long terme. À l'entrée du lac Saint-Louis, la charge sédimentaire passe à environ 2 300 000 t/a (figure 4). Cependant, il existe un surplus d'environ 1 200 000 t/a entre la sortie du lac Saint-François et l'entrée du lac Saint-Louis qui ne peut être justifié par les apports des cours d'eau tributaires (figure 4). Des travaux récents suggèrent que les apports sédimentaires des affluents sont surévalués et qu'il faudrait tenir compte d'une autre source pour obtenir la charge solide du fleuve (Cossa, 1996). Il s'agirait, entre autres, d'une source interne reliée à l'érosion du substrat et, plus particulièrement, des argiles marines. Carignan *et al.* (1993) ont déterminé que l'accumulation nette des sédiments dans le lac Saint-François retirait environ 90 000 t/a du bilan sédimentaire, ce qui correspond à 11 p. 100 de la charge solide mesurée à Cornwall.



Sources : Frenette *et al.*, 1989; Carignan *et al.*, 1993.

**Figure 4**      **Bilan sédimentaire de la région des lacs Saint-François et Saint-Louis**

### 2.3.1 Les bassins du fleuve

Le fleuve est caractérisé par une importante rupture de pente qui a donné lieu à la présence d'une multitude de chutes et de rapides. Depuis le milieu du siècle, plusieurs barrages hydroélectriques contrôlent les niveaux d'eau dans des petits réservoirs en cascade qui occupent le fleuve entre Coteau et Pointe-des-Cascades. Les niveaux d'eau peuvent être ainsi abaissés considérablement lors des vidanges des quatre réservoirs : les bassins de Coteau ou des Cèdres, de Saint-Timothée, de la Pointe-du-Buisson et de Pointe-des-Cascades.

Les résultats d'une campagne d'échantillonnage menée au printemps 1986 indiquent que les matières en suspension variaient entre 1,6 et 5,5 mg/L aux 19 stations d'échantillonnage dans ces bassins (Environnement Illimité, 1987). À la suite de nombreuses observations visuelles en période de vidange et de remplissage, on a tiré les conclusions suivantes :

« Sans avoir procédé à une étude exhaustive sur le sujet, il est évident que s'il y avait sédimentation dans le lit des bassins soumis à une vidange annuelle au cours de la période estivale, le substrat déposé serait emporté à chaque vidange hivernale ou à chaque crue printanière, étant donné les vitesses de courant élevées à ces périodes, particulièrement en aval des ouvrages. Néanmoins, une telle sédimentation est fort improbable; en effet, une brève visite réalisée au mois d'avril 1986, juste avant la mise en eau des bassins, a révélé que la majorité du substrat des bassins sujets à une vidange annuelle se compose de matériaux très grossiers tels que roches, blocs, cailloux, relativement stables et peu susceptibles d'être transportés massivement même par les forts courants. D'autre part, le très faible taux de matières en suspension décelé lors de l'échantillonnage de l'eau au printemps (entre 1,6 et 5,5 mg/L) témoigne du taux potentiel négligeable de sédimentation dans tout le tronçon étudié. Toutefois, l'inventaire estival des berges a démontré que la présence sporadique de sédiments fins se situe dans des baies abritées du courant, des vagues ou des vents, et leur épaisseur laisse supposer que ce sont là des sédiments permanents qui s'y accumulent lentement au fil des années. La présence quasi constante de végétation aquatique submergée ou émergente témoigne également de la stabilité de ces sédiments fins. »

Une étude sur l'érosion des berges des bassins (Hydro-Québec, 1981) indique que l'érosion des rives est ponctuelle et sans grande importance. L'érosion est limitée à moins de 5 p. 100 de la longueur totale des rives et se produit principalement le long des talus constitués d'alluvions et d'argiles. Cette étude indique cependant que des problèmes d'érosion majeure,

résultant de l'action des vagues lorsque le vent souffle de l'est, se posent dans la partie aval de la pointe du Buisson.

### **2.3.2 Le canal de Beauharnois**

Selon Sérodes (1978), les forts courants empêchent tout dépôt important de sédiments dans le canal de Beauharnois, et seules la texture grossière et la nature rocheuse des fonds empêchent leur érosion.

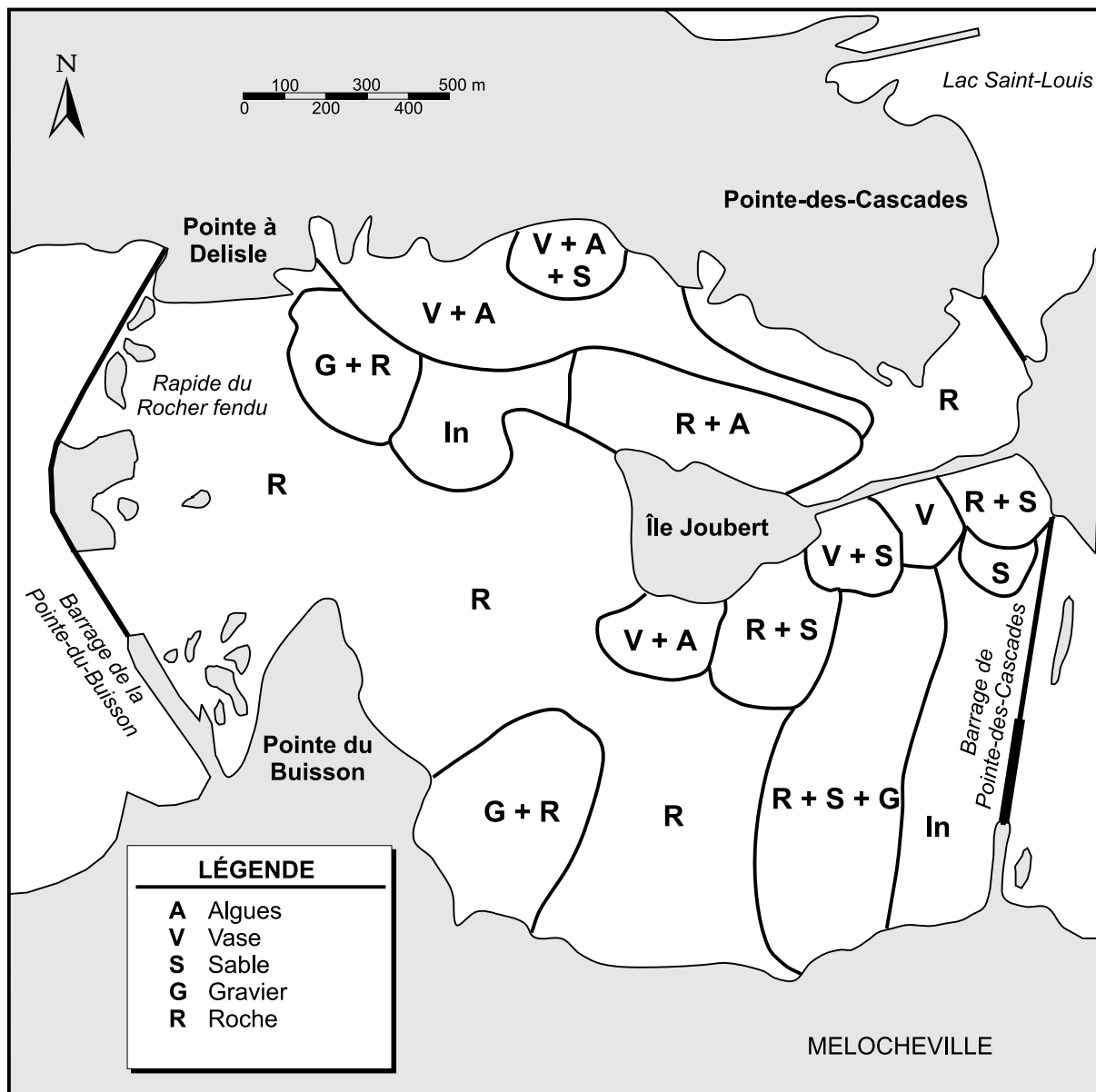
## **2.4 Nature des sédiments**

Les nombreuses interventions humaines dans ce tronçon du Saint-Laurent ont beaucoup contribué à modifier l'équilibre naturel du lit. L'évolution sédimentaire du fleuve, de la rivière Saint-Charles et du canal de Beauharnois est largement tributaire de la gestion hydraulique des ouvrages hydroélectriques et des écluses.

### **2.4.1 Les bassins du fleuve**

D'une façon générale, la roche en place, des blocs, des cailloux et des graviers constituent l'essentiel du lit des chenaux, du pourtour des îles et des canaux d'amenée. Les matériaux plus fins se trouvent principalement dans les zones d'eau calme, les fosses et les baies protégées des courants et peuplées de plantes aquatiques qui constituent des zones de sédimentation des matières en suspension. De plus, il semble y avoir un certain classement granulométrique vers des textures plus fines dans les bassins situés dans la partie aval du tronçon. Une campagne d'échantillonnage des sédiments et des observations sous-marines révèlent la présence d'une mince couche de vase (limon et argile) dans des herbiers qui colonise la rive nord du bassin de Pointe-des-Cascades et au sud de l'île Joubert (figure 5).

À titre indicatif, le tableau 2 présente les résultats de deux analyses granulométriques d'échantillons prélevés entre les blocs qui forment l'essentiel du lit des canaux d'amenée et d'évacuation de la Centrale des Cèdres.



Sources : CCSA, 1989, dans Consultants CSSA et Environnement Illimité inc., 1991a.

**Figure 5** Présentation schématique de la nature des sédiments au fond du bassin de Pointe-des-Cascades

**Tableau 2**  
**Caractéristiques granulométriques et contenu en matières organiques des sédiments des canaux d'amenée et d'évacuation de la Centrale des Cèdres**

<i>Analyse granulométrique</i>	<i>Canal d'amenée (%)</i>	<i>Canal d'évacuation (%)</i>
Gravier	74	57
Sable	19,5	39,7
Limon	0	0
Argile	4,1	2,5
Matières organiques totales (%)	2,4	0,8

*Source* : Consultants CSSA et Environnement Illimité inc., 1991a.

#### **2.4.2 Le canal de Beauharnois**

À l'exception d'une petite baie marécageuse le long de la rive nord du canal qui peut permettre un dépôt continu de limons, le lit du canal serait constitué principalement de formations quaternaires remaniées et de la roche en place mise à nue lors des opérations de dragage. Des sédiments prélevés en 1972-1973 à une station située à la sortie du canal (Sérodès, 1978), un peu en amont du barrage de Beauharnois, contenaient 10 p. 100 de limon, suggérant une accumulation possible d'un mince dépôt de sédiments récents dans cette section du canal.

#### **2.4.3 La rivière Saint-Charles**

Le lit de la rivière Saint-Charles a été échantillonné à quatre endroits en 1972-1973 (Sérodès, 1978). Les deux échantillons prélevés dans la partie amont contenaient principalement du sable, et les deux autres échantillons provenant de la partie aval, plus de 78 p. 100 de limon et d'argile. Ces données partielles indiquent qu'il semble y avoir un certain classement granulométrique longitudinal des dépôts, la fraction fine se retrouvant principalement dans les bassins aval de la rivière.

## CHAPITRE 3      **Les sources de contamination**

Les substances toxiques proviennent de quatre sources majeures reconnues : les eaux du fleuve provenant du lac Saint-François, les rejets industriels, les cours d'eau tributaires et les effluents municipaux. En plus de ces sources ponctuelles, les eaux de ruissellement des secteurs urbains, industriels et agricoles, les lieux d'élimination de déchets dangereux et les apports atmosphériques constituent des sources diffuses de contaminants dont l'importance est difficilement quantifiable.

### **3.1 Sources ponctuelles**

La nature des contaminants et les charges toxiques en provenance des sources ponctuelles peuvent être évaluées de différentes façons. Les charges de polluants des rejets industriels sont évaluées à partir du débit et des caractéristiques des effluents d'usine. Les apports toxiques du fleuve et de ses principaux affluents sont estimés à partir des données de qualité de l'eau et de mesures hydrologiques.

Dans le cas des rejets municipaux, les rapports d'évaluation du rendement (pourcentage de charges éliminées) des stations d'épuration, mises en service dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) sont utilisés. Ces documents contiennent des informations sur différents paramètres de qualité de l'eau : *a*) la demande biochimique en oxygène après cinq jours ( $DBO_5$ ) – une mesure de la charge organique; *b*) les charges de matières en suspension (MES); *c*) les charges de phosphore et *d*), dans certains cas, les rejets de coliformes fécaux. Ces données ont été obtenues à l'entrée et à la sortie des stations d'épuration durant les années 1990 (MENVIQ, 1992a), 1991 (MENVIQ, 1992b), 1993 (MEF, 1995) et 1994 (MEF, 1996a).

L'absence de données sur les métaux lourds trouvés dans les effluents traités des villes équipées d'un système d'épuration des eaux résiduaires urbaines ainsi que le peu de données disponibles sur les eaux usées domestiques non traitées ne permettent pas d'évaluer précisément



la contribution des rejets municipaux à la contamination du secteur Valleyfield-Beauharnois (ZIP 3 et 4). Toutefois, il existe quelques estimations de rejets municipaux pour certains métaux (Asseau-INRS, 1991).

Les charges de contaminants en provenance des cours d'eau tributaires sont estimées à partir des stations du Réseau-rivières du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) et des mesures hydrologiques. De 1990 à 1992, une étude ponctuelle a permis de caractériser les apports en contaminants de 51 rivières qui débouchent le long du fleuve, incluant celles du secteur Valleyfield-Beauharnois (Proulx *et al.*, 1993a et 1993b).

### **3.1.1 Rejets municipaux**

En 1997, la population des dix municipalités dont les eaux usées étaient acheminées à une station d'épuration s'élevait à 57 697 habitants, soit environ 84 p. 100 de la population du secteur d'étude, incluant la population de Maple Grove, qui se trouve à l'extérieur du secteur d'étude mais qui est desservie par la station de Beauharnois. Il y a lieu de noter que huit de ces municipalités (tableau 3), soit 46 807 habitants au total, rejettent leurs eaux traitées dans le secteur d'étude (Jourdain, 1998). Les eaux épurées des stations de Salaberry-de-Valleyfield et de Saint-Louis-de-Gonzague sont déversées dans le canal de Beauharnois. Les municipalités de Coteau-du-Lac, Les Coteaux et Saint-Louis-de-Gonzague traitent leurs eaux usées au moyen d'un système d'étangs aérés (tableau 3). Les eaux une fois traitées sont déversées dans l'ancien lit du fleuve. Les eaux usées des municipalités de Pointe-des-Cascades et des Cèdres étaient déversées sans traitement dans le tronçon résiduel du fleuve jusqu'à la mise en opération du système de traitement des eaux usées, de type étangs aérés, de la municipalité des Cèdres en janvier 1998. La municipalité de Pointe-des-Cascades a signé un protocole d'entente en janvier 1997 pour l'assainissement de ses eaux usées dans le cadre du programme PADEM. Ses eaux usées sont maintenant acheminées à la station d'épuration de Les Cèdres pour un traitement conjoint.

Une estimation des rejets municipaux de zinc, cuivre et plomb a été réalisée par Asseau-INRS (1991) selon la méthode décrite à l'annexe 1. La méthode d'évaluation tient compte du traitement des eaux usées et des conditions de l'année 1989. Le calcul des rejets étant basé sur

le nombre d'habitants, les villes qui ont une population importante rejettent les plus grandes quantités de contaminants. Les apports totaux de l'ensemble des municipalités du secteur Valleyfield-Beauharnois en zinc, cuivre et plomb atteignaient, en 1989, un total de 6,139 kg/d, 1,415 kg/d, et 2,969 kg/d respectivement (tableau 4).

**Tableau 3**  
**Types de traitements des eaux usées par les municipalités riveraines**  
**du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**

<i>Municipalité</i>	<i>Usine de traitement</i>	<i>Type de traitement</i>
Salaberry-de-Valleyfield	Salaberry-de-Valleyfield, 1987	Boues activées
Saint-Timothée	Salaberry-de-Valleyfield, 1987	Boues activées
Grande-Île	Salaberry-de-Valleyfield, 1987	Boues activées
Les Cèdres	Les Cèdres, 1998	Étangs aérés
Pointe-des-Cascades	Les Cèdres, 1998	Étangs aérés
Coteau-du-lac	Coteau-du-Lac, 1995	Étangs aérés
Les Coteaux	Coteau-du-Lac, 1995	Étangs aérés
Saint-Louis-de-Gonzague	Saint-Louis-de-Gonzague, 1996	Étangs aérés

Source : Jourdain, 1997.

**Tableau 4**  
**Estimations des rejets de zinc, cuivre et plomb par les municipalités riveraines**  
**du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois en 1989**

<i>Municipalité</i>	<i>ZIP</i>	<i>Population desservie</i>	<i>%</i>	<i>Débit (m<sup>3</sup>/s)</i>	<i>Zinc (kg/d)</i>	<i>Cuivre (kg/d)</i>	<i>Plomb (kg/d)</i>
Salaberry-de-Valleyfield	4	29 000	69	0,595	5,6	1,2	2,7
Coteau-du-Lac	3	3 537	8	0,034	0,147	0,059	0,073
Grande-Île	3	3 401	8	0,033	0,141	0,056	0,071
Les Cèdres	3	3 321	8	0,032	0,138	0,055	0,069
Pointe-des-Cascades	3	641	2	0,006	0,027	0,011	0,013
Saint-Timothée	3	2 073	5	0,020	0,086	0,034	0,043
<b>Total</b>	<b>3 et 4</b>	<b>41 973</b>	<b>100</b>	<b>0,720</b>	<b>6,139</b>	<b>1,415</b>	<b>2,969</b>

Source : Asseau-INRS, 1991.

Remarques. - L'imprécision du calcul des charges est de 40 p. 100 pour Salaberry-de-Valleyfield et de 50 p. 100 pour les autres municipalités. Les municipalités de Grande-Île et Saint-Timothée sont reliées à l'usine d'épuration de Salaberry-de-Valleyfield.

kg/d : kilogramme par jour.

Les rejets de DBO<sub>5</sub> et de MES dans le canal de Beauharnois de la station d'épuration de Salaberry-de-Valleyfield, après le traitement des eaux usées, sont présentés au tableau 5. Les résultats des évaluations de la performance de cette station entre 1993 et 1995 montrent que les rendements d'épuration, en ce qui a trait à la diminution des charges journalières moyennes, atteignaient de 90 à 95 p. 100 pour la DBO<sub>5</sub> et de 80 à 90 p. 100 pour les MES (tableau 5). Malgré ces rendements acceptables, le nombre de surverses est demeuré élevé ( $n = 25$  à  $34$ ), ce qui correspond à une dérivation de 11 à 50 p. 100 du débit annuel selon les années (tableau 5).

**Tableau 5**  
**Rejets de DBO<sub>5</sub> et de MES, et rendements d'épuration**  
**de la station de Salaberry-de-Valleyfield**

<i>Année</i>	<i>Débit</i> ( <i>m<sup>3</sup>/d</i> )	<i>DBO<sub>5</sub></i> ( <i>kg/d</i> )	<i>MES</i> ( <i>kg/d</i> )	<i>Surverses</i>	
				<i>Nombre</i>	<i>% du débit</i>
1993	44 936	227 (90 %)	635 (80 %)	25	50
1994	38 542	201 (91 %)	448 (86 %)	26	11
1995	42 359	212 (94 %)	523 (88 %)	34	27

*Sources* : MEF, 1995, pour l'année 1993; Laurin, 1996, pour l'année 1994; Laurin, 1997, pour l'année 1995.

*Légende*. – ( ) : rendement d'épuration exprimé par le pourcentage d'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> et des MES.

### 3.1.2 Rejets industriels

Seuls les apports en provenance des usines visées par le SLV 2000 (incluant les 50 usines du PASL) sont analysés ici (tableau 6). Quatre établissements industriels implantés dans la région de Valleyfield–Saint-Timothée font partie des 106 usines visées par le SLV 2000 (incluant les 50 industries du PASL). Il s'agit de l'usine de la **Dominion Textile Inc.** (industrie SLV 2000 n° 1 fermée en 1992), de l'usine des **Produits chimiques Expro Inc.** (industrie SLV 2000 n° 7), de l'usine de **Zinc Électrolytique du Canada Limitée** (industrie SLV 2000 n° 8) et de l'usine **Eka Nobel Canada Inc.** (industrie SLV 2000 n° 67).

Les renseignements sur les industries proviennent principalement de fiches d'information (Technologie et Intervention SLV 2000, 1996 et 1997), de dossiers industriels (Bouchard, 1993) et de résultats de caractérisation des rejets des établissements industriels visés par le PASL (Legault et Villeneuve, 1993). En outre, les indices Chimiotox (annexe 2) et BEEP (annexe 3) servent respectivement d'indicateurs de la charge et du potentiel toxique de ces effluents industriels.

**Tableau 6**  
**Établissements industriels visés par le PASL et SLV 2000**  
**dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**

<i>Municipalités</i>	<i>Raisons sociales</i>	<i>Produits</i>	<i>Points de rejet</i>
<b>Fleuve Saint-Laurent (ZIP 3)</b>			
Saint-Timothée	Produits chimiques Expro Inc. (PASL n° 7)	Poudres propulsives Inflammateurs	Rivière Saint-Charles
<b>Canal de Beauharnois (ZIP 4)</b>			
Saint-Timothée	Dominion Textile Inc. (PASL n° 1)	Coton Polyester	Canal de Beauharnois
Salaberry-de-Valleyfield	Zinc Électrolytique du Canada Limitée (PASL n° 8)	Zinc métallique Acide sulfurique Gâteaux de cuivre Cadmium métallique	Canal de Beauharnois
Salaberry-de-Valleyfield	Eka Nobel Canada Inc. (SLV 2000 n° 67)	Chlorate de sodium Peroxyde d'hydrogène en solution (35 % à 50 %)	Effluent de Salaberry-de-Valleyfield, canal de Beauharnois

*Sources* : Technologie et Intervention SLV 2000, 1996 et 1997.

L'indice Chimiotox prend en considération la toxicité relative de substances spécifiques pour la santé humaine, la vie aquatique et la faune terrestre associée et tient compte de la charge à la sortie de l'effluent final d'une usine. L'indice Chimiotox permet d'estimer pour chacun des établissements industriels une **charge toxique potentielle** qu'il déverse dans un réseau d'égouts ou directement dans le milieu récepteur. Cet indice permet également d'évaluer la

diminution des charges toxiques à la suite des mesures d'assainissement qui ont été mises en place depuis 1988 ou les diminutions prévues afin d'atteindre l'objectif de réduction de 90 p. 100, entre 1988 et 1995, des rejets toxiques des 50 établissements industriels prioritaires du PASL.

L'indicateur BEEP (barème d'effets écotoxiques potentiels) mesure la toxicité pour la vie aquatique du mélange de polluants dans les effluents à partir des résultats d'une batterie de bioessais. Le BEEP permet de comparer les établissements industriels visés par le SLV 2000 en fonction du **potentiel toxique** de leurs rejets.

Les données récentes sur les effluents industriels recueillies dans le cadre du PASL sont présentées sous forme de tableaux pour les années 1988 à 1995. Ces informations sont de trois types : des données de rétrospection, des études de caractérisation et des prévisions à défaut de caractérisations pour l'année 1995. En ce qui a trait à Eka Nobel Canada Inc., un des 56 établissements ciblés par SLV 2000, la réduction de la charge toxique entre 1993 et 1998 a été calculée à partir d'une caractérisation effectuée en août 1995. Dans certains cas, ces renseignements permettent de suivre l'évolution probable des charges toxiques après la réduction des rejets industriels qui résultent des derniers efforts d'assainissement. Dans d'autres cas, des prévisions permettent d'estimer les réductions à venir une fois que les projets d'assainissement seront réalisés.

Finalement, la *Loi canadienne de la protection de l'environnement* (LCPE) oblige quiconque possède ou exploite une installation avec plus de 10 employés en cours d'année, ou fabrique, transforme ou utilise de quelque façon au moins une substance polluante (178 substances en tout sont visées par la Loi), à une concentration d'au moins 1 p. 100 et en quantité égale ou supérieure à 10 tonnes métriques, de soumettre à Environnement Canada un rapport précisant tout rejet dans l'atmosphère (air), les eaux de surface (eau) ou le sol, ou tout transfert dans les déchets (par exemple l'acheminement d'eaux résiduelles à une station d'épuration des eaux usées) des substances nommées dans l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) (Environnement Canada, 1995). Six usines situées dans le secteur d'étude sont visées par cet inventaire.

### 3.1.2.1 *Dominion Textile Inc.*

Située à Saint-Timothée (ZIP 4), l'usine de la Dominion Textile Inc., qui a fermé ses portes en 1992, faisait la finition de tissus de coton. Ses principales opérations étaient le désencollage, le lavage, le blanchiment, la teinture, l'impression et la finition de tissus. L'usine possédait un émissaire qui rejetait, après traitement, les eaux de procédé et les eaux usées domestiques dans le canal de Beauharnois à un débit moyen de 7470 m<sup>3</sup>/d (selon les données de la compagnie en 1988) (tableau 7). Les eaux usées domestiques et les eaux de procédé, une fois neutralisées, étaient mélangées avant de recevoir un traitement biologique. Le traitement était effectué dans un étang aéré, du type à mélange intégral, équipé de six aérateurs mécaniques de surface.

En 1990, les rejets contenaient des teneurs élevées en matières en suspension, en huiles et graisses et présentaient de fortes demandes biochimiques et chimiques en oxygène (tableau 7). La forte coloration rémanente de l'effluent témoignait de la présence de substances organiques non biodégradables. Les valeurs relativement élevées de la DBO<sub>5</sub> et de la DCO indiquaient la présence de quantités importantes de matières organiques dans les effluents de la Dominion Textile Inc. Cette caractérisation des effluents a démontré que les rejets contenaient également quelques contaminants inorganiques mais en très faibles quantités (tableau 7). En fait, six substances ont été détectées sur plus de 120 paramètres analysés.

Les huiles et graisses représentaient 78 p. 100 de l'indice Chimiotox, suivies par le *bis*-(2-éthylhexyl)phthalate avec 16 p. 100, puis le thallium et le fer avec 5 et 1 p. 100 respectivement. En fonction de l'indice Chimiotox, la réduction de la charge toxique entre 1988 et 1990 atteignait 41 p. 100. À la fermeture de l'usine, le tarissement de cet effluent industriel s'est traduit par la diminution de 100 p. 100 de la valeur de l'indice. Au moment de la caractérisation de l'usine en 1990, la valeur BEEP était de 5,6 et plaçait l'usine parmi les premières du classement de toxicité des effluents (annexe 3).

**Tableau 7**  
**Estimations des charges déversées par Dominion Textile Inc. dans le canal de Beauharnois**  
**avant sa fermeture et réduction de la charge toxique entre 1988 et 1995**

<i>Paramètres</i>	<i>Charges en 1990 (kg/d)</i>	<i>Facteur de pondération toxique</i>	<i>Unités Chimiotox (UC)</i>	
<b>Conventionnels</b>				
COT	2 517	na	na	
DBO <sub>5</sub>	1 023	na	na	
DCO	8 244	na	na	
MES	695	na	na	
Matières dissoutes	19 781	na	na	
<b>Toxiques inorganiques</b>				
Métaux lourds				
Thallium	0,650	125	81	
Autres métaux				
Fer	2,610	3	9	
<b>Toxiques organiques</b>				
COV non halogénés				
Acétone	2,253	2	5	
Benzène	0,010	25	< 1	
Huiles et graisses (H et G)				
H et G totales	12,440	100	1 244	
Phtalates				
Bis-(2-éthylhexyl)phtalate	0,155	1 667	258	
<b>Indice Chimiotox (UC/d)</b>			<b>1 597</b>	
<i>Évolution temporelle de la toxicité de l'effluent</i>				
	<i>1988*</i>	<i>1989**.-1990***- 1991**</i>	<i>1992** (fermeture)</i>	<i>Réduction (%) 1988-1995</i>
<b>Indice Chimiotox (UC/d)</b>	2 687	1 597	798	100

Sources : Technologie et Intervention SLV 2000, 1996; Legault et Villeneuve, 1993.

Remarque. – Les charges ont été calculées sur la base d'un débit 7710 m<sup>3</sup>/d.

Légende. – \* Rétrospection. \*\* Prévission. \*\*\* Caractérisation. kg/d : kilogramme par jour.

### 3.1.2.2 *Produits chimiques Expro Inc.*

Cette entreprise de Saint-Timothée (ZIP 3) produit des explosifs à usages civils et militaires à partir de nitrocellulose, d'acide nitrique, d'acide sulfurique et de glycérine. Deux exutoires principaux déversent ses effluents à environ 3 km de l'embouchure de la rivière Saint-Charles. Un troisième émissaire est raccordé au réseau municipal d'égouts de Salaberry-de-Valleyfield. Les deux premiers exutoires collectent les eaux de procédé des ateliers de production de la nitrocellulose, des poudres propulsives et de la nitroglycérine. Ces eaux usées sont rejetées, après décantation, dans la rivière Saint-Charles avec les eaux pluviales et domestiques non traitées. Le troisième exutoire évacue les eaux usées de la buanderie qui sont dirigées vers le réseau municipal d'égouts. En 1991, à la suite de l'arrêt de la production de nitrocellulose, de la fermeture de l'atelier de récupération des acides nitriques et sulfuriques et de l'arrêt de la production de cyclonite (RDX), le débit total des effluents est passé de 37 312 m<sup>3</sup>/d en 1988 à 19 300 m<sup>3</sup>/d en 1995 (Technologie et Intervention SLV 2000, 1996). Le taux d'utilisation de la capacité de production de l'usine s'élevait à 43 p. 100 en 1995.

Les charges de nitrites et de nitrates déversées dans les effluents sont importantes et se caractérisent par une forte demande biochimique et chimique en oxygène (tableau 8). La présence de mercure, un toxique persistant dont l'élimination virtuelle est un des objectifs de SLV 2000, a été observée lors de la caractérisation. Dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) et en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, Expro a signé, en 1987, un protocole d'entente avec le MENVIQ. Le protocole spécifiait que pour décembre 1995, la compagnie devait mettre en place des mesures d'assainissement qui incluaient la ségrégation des eaux pluviales non contaminées et des eaux de refroidissement, le prétraitement des eaux de procédé, la modernisation de l'atelier du RDX et le raccordement des eaux domestiques combinées aux eaux de procédé à la station d'épuration de Salaberry-de-Valleyfield. L'entreprise n'a pas réalisé ces travaux. Seuls quelques ateliers sont munis de fosses septiques et de champs d'épuration pour les eaux domestiques. Les eaux usées de la buanderie de l'usine sont dirigées vers la station d'épuration de Salaberry-de-Valleyfield.



**Tableau 8**  
**Estimations des charges déversées par Produits chimiques Expro Inc. dans la rivière**  
**Saint-Charles et réduction de la charge toxique entre 1988 et 1995**

<i>Paramètres</i>	<i>Charges en 1992 (kg/d)</i>	<i>Facteur de pondération toxique</i>	<i>Unités Chimiotox (UC)</i>
<b>Conventionnels</b>			
COT	4 127	na	na
DBO <sub>5</sub>	6 380	na	na
DCO	15 035	na	na
MES	78	na	na
Matières dissoutes	4 209	na	na
<b>Toxiques inorganiques</b>			
<i>Métaux lourds</i>			
Thallium	0,046	125	6
Mercure	3,3 x 10 <sup>-4</sup>	166 667	55
Argent	0,070	10 000	700
Zinc	0,440	9	4
<i>Autres métaux</i>			
Fer	4,020	3	13
<i>Anions et autres</i>			
Azote ammoniacal	12,520	0,8	10
Nitrites-nitrates	14,970	5	75
Phosphore total	0,790	50	40
Cyanures	0,120	200	24
<b>Toxiques organiques</b>			
<i>COV non halogénés</i>			
2,4-Dinitrotoluène	6,198	110	681
Benzène	0,021	25	1
Toluène	0,263	10	3
<i>COV halogénés</i>			
Bromodichlorométhane	0,750	64	48
Chloroforme	0,296	64	19
<i>Huiles et Graisses (H et G)</i>			
H et G totales	37,000	100	3 700
<i>COSV</i>			
Nitroso- <i>n</i> -diphénylamine	0,523	62	32
<i>Phtalates</i>			
Bis-(2-éthylhexyl)phtalate	0,168	1 667	180
Di- <i>n</i> -butylphtalate	0,178	250	45
<b>Indice Chimiotox (UC/d)</b>			<b>5 735</b>
<hr/>			
	<i>Évolution temporelle de la toxicité de l'effluent</i>		
	<i>1988*</i>	<i>1989*-1992**</i>	<i>1993-1995***</i>
			<i>Réduction (%)</i>
			<i>1988-1995</i>
<b>Indice Chimiotox (UC/d)</b>	<b>10 699</b>	<b>5 735</b>	<b>6 692</b>
			<b>37</b>

Sources : Technologie et Intervention SLV 2000, 1996; Legault et Villeneuve, 1993.

Remarque. – Les charges ont été calculées sur la base d'un débit 21 552 m<sup>3</sup>/d.

Légende. – \* Rétrospection. \*\* Caractérisation. \*\*\* Prévision. kg/d : kilogramme par jour.

Les huiles et graisses sont prépondérantes dans l'effluent et représentent 64 p. 100 de l'indice Chimiotox. Viennent ensuite l'argent et le 2,4-dinitrotoluène avec 12 p. 100 chacun et le *bis*-(2-éthylhexyl)phthalate avec 5 p. 100. En fonction de l'indice Chimiotox, la charge toxique des effluents de l'usine a diminué de 37 p. 100 entre 1988 et 1995. Cette réduction est attribuable à l'abandon du procédé de concentration des acides nitrique et sulfurique, l'arrêt définitif de la production de nitrocellulose et l'interruption de la production de cyclonite (RDX) en 1991. La valeur BEEP de l'effluent au moment de la caractérisation (1992) atteignait 3,4 et plaçait l'usine au 32<sup>e</sup> rang des 50 entreprises visées par le PASL.

### **3.1.2.3 Zinc Électrolytique du Canada Limitée**

Cette entreprise de Valleyfield (ZIP 4) affine le zinc à partir de minerai de zinc enrichi à 50 p. 100 par d'autres sulfures métalliques. L'usine produit du zinc en lingots et en pastilles, du cadmium en lingots, du gâteau de cuivre et de l'acide sulfurique. Les eaux résiduelles sont rejetées dans le canal de Beauharnois par deux exutoires à un débit total de 160 000 m<sup>3</sup>/d. L'effluent principal contient des eaux de refroidissement peu polluées et est rejeté sans traitement dans le canal de Beauharnois (165 800 m<sup>3</sup>/d). L'autre émissaire, qui dessert l'usine de neutralisation acide, évacue des eaux usées domestiques, de ruissellement, de lavage et de purge des procédés. Ces eaux mélangées (6700 m<sup>3</sup>/d) sont neutralisées à la chaux et acheminées aux bassins de décantation. Les eaux traitées sont ensuite pompées vers le canal de Beauharnois.

Les principaux contaminants identifiés dans les rejets en 1991 incluaient le zinc, le sélénium, l'azote ammoniacal et le fer (tableau 9). En 1993, la compagnie a signé un protocole d'entente pour la réalisation d'un programme d'assainissement des eaux qui doit se terminer en 1998. Le programme vise principalement la maîtrise du pH de l'unité de neutralisation et l'élimination du sélénium. De plus, l'établissement industriel s'est doté d'un plan décennal d'assainissement (1993-2003) qui vise la gestion des eaux et la prévention des déversements.

**Tableau 9**  
**Estimation des charges déversées par Zinc électrolytique du Canada Limitée dans le canal de Beauharnois et réduction des charges toxiques entre 1988 et 1995**

<i>Paramètres</i>	<i>Charges en 1992 (kg/d)</i>	<i>Facteur de pondération toxique</i>	<i>Unités Chimiotox (UC)</i>
<b>Conventionnels</b>			
COT	0	na	na
DBO <sub>5</sub>	0	na	na
DCO	0	na	na
MES	988	na	na
Matières dissoutes	26012	na	na
<b>Toxiques inorganiques</b>			
<i>Métaux lourds</i>			
Cuivre	1,880	424	3750
Sélénium	18,750	200	797
Cadmium	0,770	909	700
Zinc	51,980	9	490
<i>Autres métaux</i>			
Manganèse	3,220	10	32
Fer	11,530	3	38
<i>Anions et autres</i>			
Azote ammoniacal	12,310	0,8	10
Phosphore total	0,450	50	23
<b>Indice Chimiotox (UC/d)</b>			<b>5840</b>

	<i>Évolution temporelle de la toxicité de l'effluent</i>			<i>Réduction (%)</i>
	<i>1988*</i>	<i>1990*-1991**</i>	<i>1995***</i>	<i>1988-1995</i>
<b>Indice Chimiotox (u.c./d)</b>	<b>6701</b>	<b>5840</b>	<b>2613</b>	<b>61</b>

Sources : Technologie et Intervention SLV 2000, 1996; Legault et Villeneuve, 1993.

Remarque. – Les charges ont été calculées sur la base d'un débit de 181 584 m<sup>3</sup>/d.

Légende. – \* Rétrospection. \*\* Caractérisation. \*\*\* Prévision. kg/d : kilogramme par jour.

Au moment de la caractérisation de 1991, huit substances sur 120 ont été détectées. Parmi celles-ci, le sélénium contribue 64 p. 100 de l'indice Chimiotox. Viennent ensuite le cuivre (14 p. 100), le cadmium et le zinc (12 et 8 p. 100 respectivement). La diminution de l'indice Chimiotox entre 1988 et 1995 est due essentiellement à la réduction des rejets de zinc. En 1990,

l'usine diminuait les rejets de zinc de 59 p. 100 en équipant les réfrigérants à vide de dévésiculateurs. En 1995, les données de la compagnie indiquaient une diminution des charges de cadmium et de zinc de 88 p. 100 et de 93 p. 100, respectivement, depuis 1988. La mise en place des systèmes pour éliminer le sélénium devrait permettre de réduire encore plus l'indice Chimiotox.

La valeur BEEP attribuée aux résultats de la caractérisation de 1991 était de 4,6. Cette valeur situe l'usine dans la moyenne (20<sup>e</sup> rang) des résultats des 50 entreprises visées par le PASL.

#### **3.1.2.4 Eka Nobel Canada Inc.**

Cette entreprise de Valleyfield (ZIP 4) fabrique du chlorate de sodium. Du sel gemme dissous dans de l'eau recyclée est purifié par un procédé physico-chimique. La saumure obtenue est évaporée et décantée, puis une centrifugation permet de concentrer les cristaux de sel. Le sel est ensuite dissous dans une liqueur de chlorate et mélangé à d'autres solutions avant d'alimenter les réacteurs. Le chlorate de sodium produit par électrolyse est purifié, cristallisé et concentré. Une partie de l'hydrogène libéré lors de l'électrolyse est réutilisée pour les besoins en énergie de la compagnie, alors que le reste est évacué dans l'atmosphère. De plus, du peroxyde d'hydrogène est entreposé pour être dilué et expédié aux clients. Le taux d'utilisation de la capacité de production est d'environ 100 p. 100.

Les eaux industrielles de l'usine Eka Nobel Canada sont recirculées. Les eaux sanitaires et les eaux de purge des tours de refroidissement sont déversées dans le réseau d'égouts public de Salaberry-de-Valleyfield et acheminées à la station d'épuration de la ville. En fonction des charges, les principaux contaminants identifiés dans les rejets au réseau municipal en 1995 étaient le vanadium et les nitrites-nitrates (tableau 10). Lors de la caractérisation de l'effluent, 11 substances sur 120 ont été détectées. L'indice Chimiotox négatif indique que le procédé d'Eka Nobel Canada purifie l'eau d'alimentation (Technologie et Intervention SLV 2000, 1997). La valeur BEEP établie à partir de la caractérisation de 1995 est de 2,6.

**Tableau 10**  
**Estimation des charges déversées par Eka Nobel Canada Inc. dans le réseau d'égouts municipal de Salaberry-de-Valleyfield**

<i>Paramètres</i>	<i>Charges en 1992 (kg/d)</i>	<i>Facteur de pondération toxique</i>	<i>Unités Chimiotox (UC)</i>
<b>Conventionnels</b>			
COT	0	na	na
DBO <sub>5</sub>	0	na	na
DCO	0	na	na
MES	988	na	na
Matières dissoutes	26012	na	na
<b>Toxiques inorganiques</b>			
<i>Métaux lourds</i>			
Antimoine	-0,107	1,6	0
Béryllium	0,005	15 601	78
Mercure	-0,002	166 667	-389
Vanadium	0,301	71	21
Cuivre	-0,028	451	12
Zinc	-0,339	9	-3
<i>Autres métaux</i>			
Aluminium	-0,720	11	-8
Fer	-0,202	3	-1
<i>Anions et autres</i>			
Nitrites-nitrates	0,104	5	1
Sulfures	0,049	500	24
<i>Huiles et graisses (H et G)</i>			
H et G totales	-0,606	100	-61
<b>Indice Chimiotox (UC/d)</b>			<b>-324</b>
<hr/>			
	<i>Évolution temporelle de la toxicité de l'effluent</i>		
	<i>1993*</i>	<i>1995**</i>	<i>1998***</i>
	<i>Réduction (%)</i>		
	<i>1993-1998</i>		
Indice Chimiotox (UC/d)	n.d.	-324	n.d.
			n.a.

Sources : Technologie et Intervention SLV 2000, 1997.

Remarques. – Les charges ont été calculées à partir d'un débit de 65 m<sup>3</sup>/d.

– Les valeurs négatives (-) pour les charges indiquent que le procédé purifie l'eau d'alimentation de l'usine.

Légende. – \* Début du programme SLV 2000. \*\* Caractérisation. \*\*\* Fin du programme SLV 2000. na : ne s'applique pas.  
n.d. : non déterminé. kg/d : kilogramme par jour.

### 3.1.3 Affluents tributaires

La qualité des eaux des principaux affluents du Saint-Laurent ont surtout fait l'objet d'une surveillance continue de la part du MEF, dont le réseau de mesure (Réseau-rivières) est axé sur la caractérisation de paramètres conventionnels (phosphore, azote, MES, turbidité, etc.) de qualité de l'eau. Cependant, aucun des petits cours d'eau tributaires du secteur d'étude n'est sous la surveillance du MEF.

Néanmoins, dans une approche plus globale, 51 affluents du Saint-Laurent ont été caractérisés en 1991-1992 pour évaluer la qualité et la quantité de leurs apports au bilan massique du Saint-Laurent (Proulx, 1993a). Parmi ces cours d'eau, deux sont situés dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (rivières Delisle et Rouge).

Les charges de métaux-traces et de substances organiques de ces deux affluents, caractérisés dans le cadre du PASL (Proulx, 1993a), sont présentées pour trois périodes du cycle hydrologique en 1991-1992 (tableau 11). L'échantillonnage a été effectué durant l'été 1991, l'automne 1991 et au printemps 1992. Par contre, l'échantillonnage des 51 rivières s'est déroulé sur une trop longue période au printemps pour obtenir des résultats vraiment représentatifs des conditions de crue. Les charges mesurées ne sont donc pas vraiment représentatives des conditions de crue pour l'ensemble des cours d'eau tributaires. De plus, les charges journalières proviennent d'une seule mesure qui sert à caractériser une période du cycle hydrologique relativement plus longue.

Il est intéressant de noter que les charges de métaux, de BPC et de HAP des deux affluents situés dans le secteur d'étude sont très faibles en comparaison des apports estimés à la sortie du lac Saint-François (voir tableau 12). Cependant, l'apport d'atrazine de la rivière Delisle n'est pas négligeable (tableau 11).

### 3.1.4 Apport fluvial

L'expression « apport fluvial » fait référence aux apports de substances toxiques qui proviennent de la partie du fleuve située en amont du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Leur incidence sur la qualité de l'eau et des sédiments de ce secteur est donc directe.

**Tableau 11**  
**Estimations des apports en contaminants des affluents en 1991-1992**

Contaminants	Charges journalières <sup>a</sup> (kg/d)					
	Rivière Delisle			Rivière Rouge		
	Été	Automne	Printemps	Été	Automne	Printemps
<b>Toxiques inorganiques</b>						
Cadmium	n.m.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cobalt	n.m.	0,03	0,06	< 0,01	0,01	0,02
Chrome	n.m.	0,05	0,32	< 0,01	0,07	0,07
Cuivre	n.m.	0,07	0,14	< 0,01	0,03	0,04
Fer	n.m.	15,21	77,66	1,14	24,49	19,26
Manganèse	n.m.	1,60	6,92	0,03	0,54	1,13
Nickel	n.m.	0,08	0,15	< 0,01	0,05	0,04
Plomb	n.m.	0,01	0,09	< 0,01	0,01	0,01
Zinc	n.m.	0,07	0,74	< 0,01	0,11	0,09
<b>Toxiques organiques</b>						
BPC <sup>b</sup>	n.m.	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	n.d.
HAP totaux <sup>c</sup>	n.m.	< 0,001	0,002	< 0,001	0,001	< 0,001
Hexachlorobenzène	n.m.	< 0,001	n.d.	n.d.	< 0,001	n.d.
BHC totaux <sup>d</sup>	n.m.	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	n.d.
Chlordane <sup>e</sup>	n.m.	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	n.d.
DDT totaux <sup>f</sup>	n.m.	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol*	n.m.	n.d.	n.m.	< 0,001	< 0,001	n.m.
Pentachlorophénol*	n.m.	n.d.	n.m.	< 0,001	< 0,001	n.m.
Atrazine	n.m.	0,004	0,002	< 0,001	0,001	< 0,001
Diazinon	n.m.	0,001	n.d.	< 0,001	< 0,001	n.d.

Source : Proulx, 1993b.

<sup>a</sup> Trois échantillons prélevés durant l'été 1991, l'automne 1991 et au printemps 1992.

<sup>b</sup> Sommation de 13 congénères (77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 153, 169, 170, 180, 183 et 194).

<sup>c</sup> Sommation de 16 ou 20 composés.

<sup>d</sup> Sommation du lindane,  $\alpha$ -BHC et  $\gamma$ -BHC.

<sup>e</sup> Sommation du *cis*- et *trans*-chlordane.

<sup>f</sup> Sommation de cinq isomères : *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE.

\* Phase particulière seulement à cause de la méthode analytique choisie.

Légende. - n.m. : non mesuré. n.d. : non détecté.

Les débits massiques estivaux de certains paramètres conventionnels (azote total, phosphore total et MES) ont été évalués par le ministère de l'Environnement et de la Faune

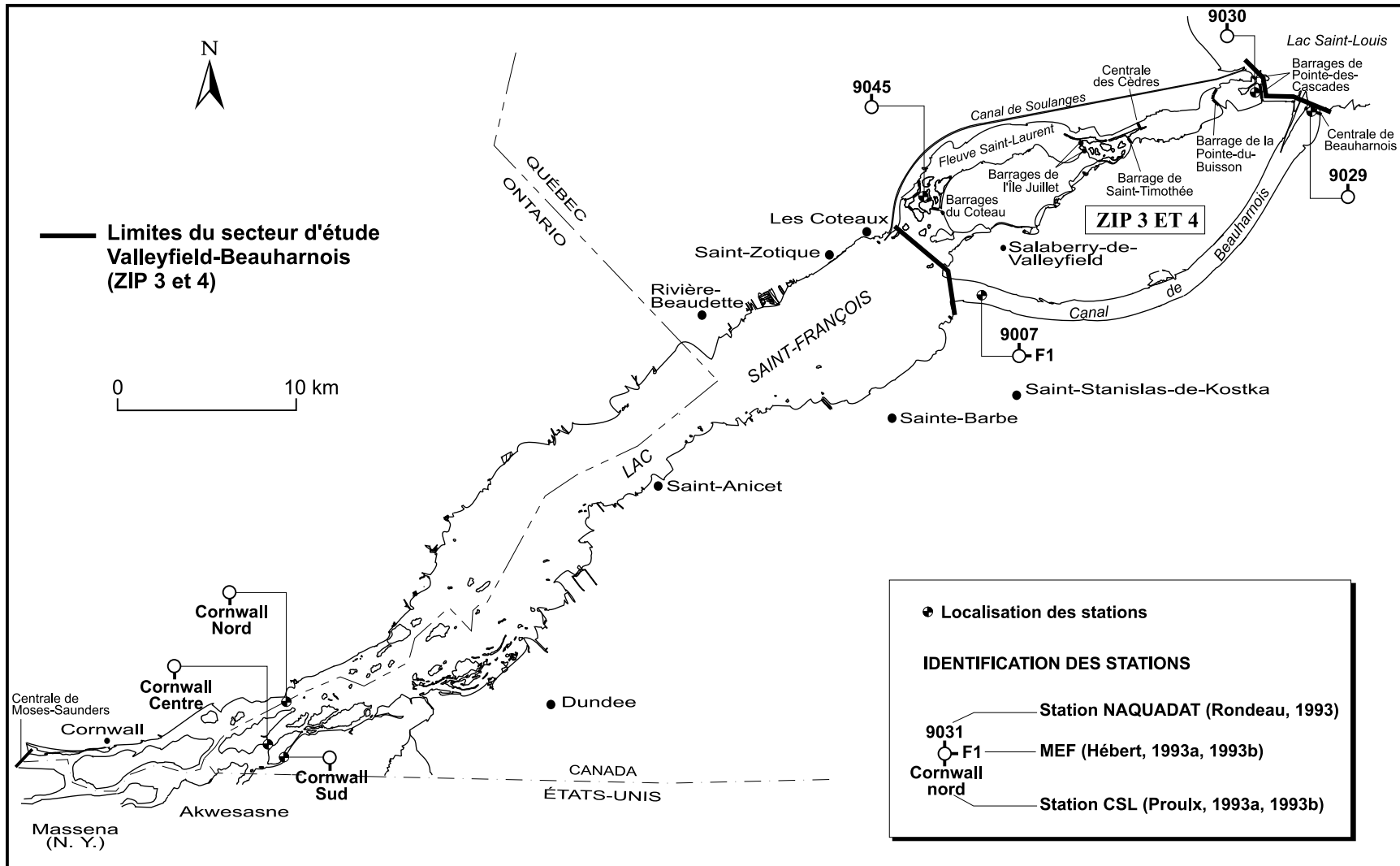
(Hébert, 1993a et 1993b) le long de plusieurs transects, dont l'un est situé à l'entrée du canal de Beauharnois (station F1, figure 6). Cette station n'est pas représentative de la qualité des eaux qui entrent dans la zone d'étude. Cependant, dans la mesure où la station est située en amont des sources de contamination du secteur d'étude, on suppose que les résultats s'appliquent à l'ensemble des apports.

La figure 7 illustre l'évolution amont-aval des débits massiques médians dans le Saint-Laurent entre Valleyfield et l'île d'Orléans durant les étés 1990 et 1991. Il y a lieu de noter que certaines stations régionales d'épuration des eaux usées (p. ex. Longueuil, Trois-Rivières, Québec, etc.) n'étaient pas encore exploitées durant cette période, tandis que celle de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) ne recevait qu'une partie des eaux usées de la région métropolitaine. La figure 8 illustre les variations saisonnières de certains paramètres à la station de Valleyfield.

Selon Hébert (1993a), la qualité de l'eau entre Valleyfield et Brossard était la meilleure de l'ensemble du fleuve au début des années 1990. La charge estivale d'azote, essentiellement sous la forme de nitrites-nitrates et d'azote organique, était de l'ordre de 180 t/d à la hauteur de Valleyfield, puis augmentait régulièrement jusqu'à Trois-Rivières pour se stabiliser aux environs de 280 t/d (figure 7). Pour les concentrations, Hébert (1993a) rapporte que l'azote ammoniacal montre une augmentation par un facteur de 5 durant la période du flot printanier (figure 8). Cet auteur rapporte également que le débit liquide et la concentration d'azote étaient faibles pendant la période estivale et que le débit massique annuel d'azote pourrait être supérieur à 66 000 t à la hauteur du canal de Beauharnois.

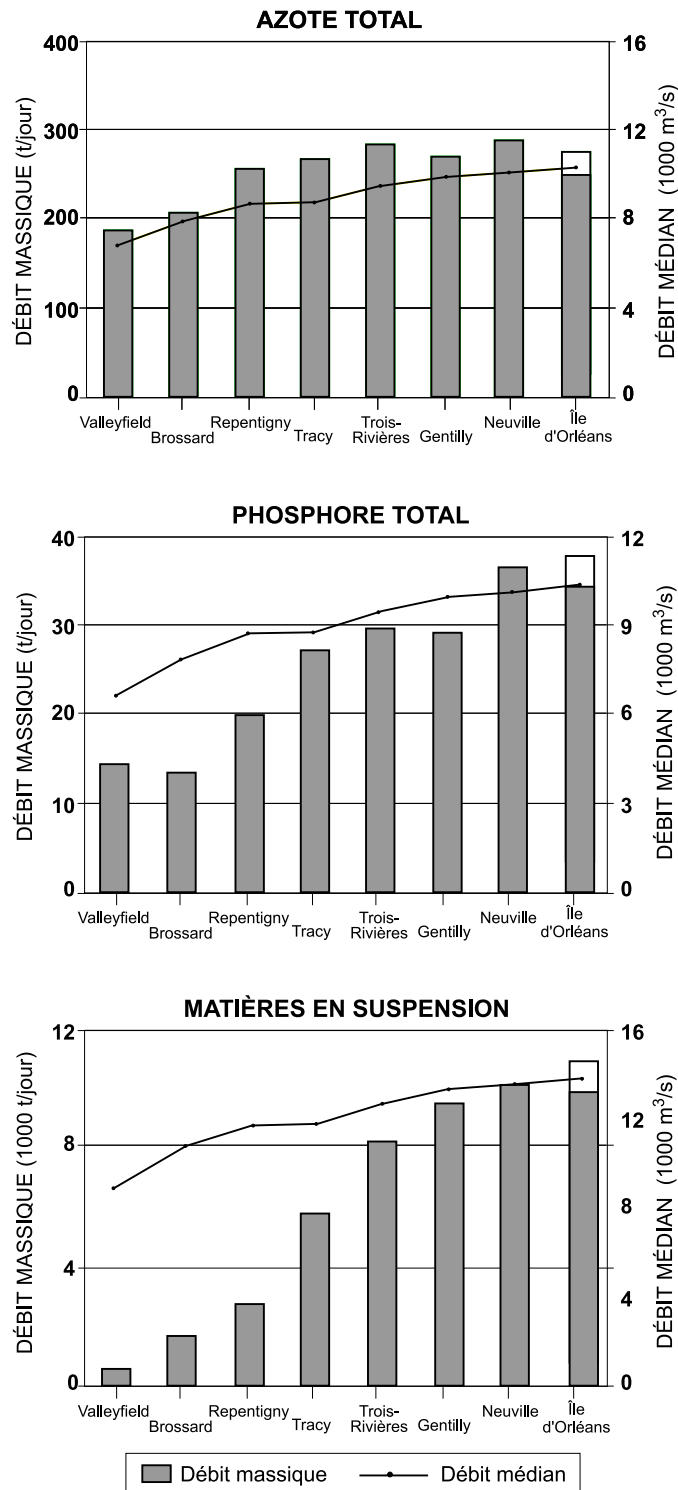
Le débit massique estival (médian) de phosphore atteignait 14 t/d à la hauteur de Valleyfield et de Brossard (figure 7). Aucune variation saisonnière des concentrations de phosphore total n'a été observée (figure 8).





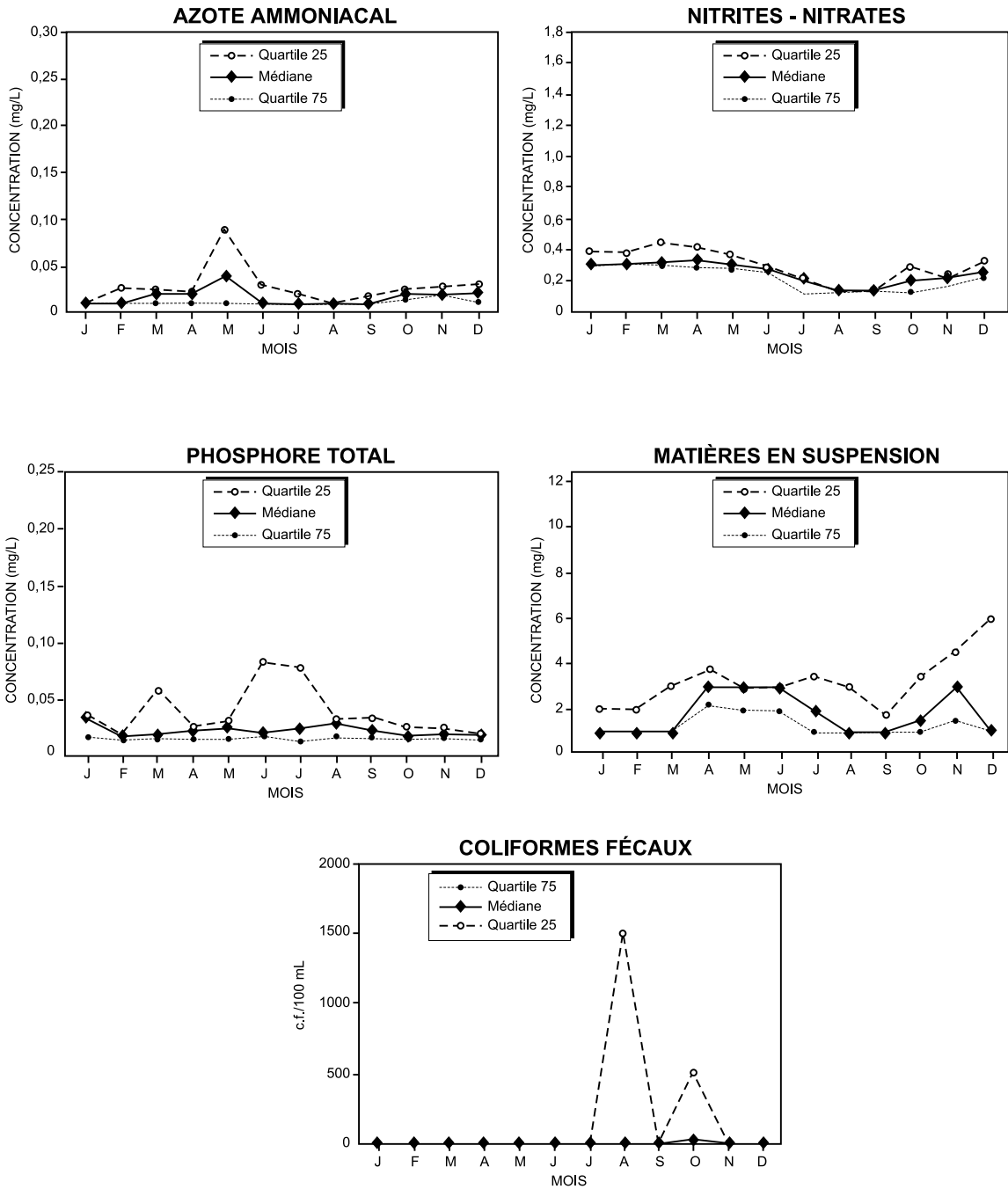
Sources : Rondeau, 1993; Proulx, 1993a, 1993b; Hébert, 1993a, 1993b.

**Figure 6** Emplacements des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau



Source : Hébert, 1993a.

**Figure 7**    **Évolution spatiale du débit médian et des débits massiques d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans le Saint-Laurent durant les étés 1990 et 1991**



Source : Hébert, 1993a.

**Figure 8** Cycle annuel de variation de cinq descripteurs de la qualité de l'eau à la station principale de Valleyfield (F1) en 1990 et 1991

En 1990 et 1991, le débit massique estival de matières en suspension atteignait environ 585 t/d à la hauteur de Valleyfield (figure 7), soit approximativement 210 000 t/an. Selon Hébert (1993a), le débit massique annuel réel pourrait être jusqu'à deux fois plus élevé, parce que la fréquence d'échantillonnage et la méthode de calcul ne permettent d'obtenir que des estimations grossières pour les apports solides. Les concentrations de matières en suspension montrent un patron de variation saisonnière typique avec une augmentation durant les crues printanières et automnales (figure 8).

Les charges de métaux et de substances chimiques organiques du fleuve n'ont pas été calculées directement à l'entrée du secteur d'étude de Valleyfield-Beauharnois. Cependant, ces charges ont été mesurées dans le Saint-Laurent à la hauteur de Cornwall durant l'été et l'automne 1990, au printemps 1991, durant l'été et l'automne 1991 et au printemps 1992 (Proulx, 1993a, 1993b) (tableau 12).

Les charges de métaux et de contaminants organiques ont été calculées à partir des données sur la qualité de l'eau et le débit de deux stations situées le long du transect de Cornwall (figure 6). À cet endroit, le fleuve véhicule les eaux contaminées provenant des Grands Lacs, des municipalités et des industries implantées en amont, notamment dans la région de Cornwall-Massena (Fortin *et al.*, 1994b). La charge journalière de chaque métal, contaminant organique ou classe de contaminants organiques a été calculée en effectuant une moyenne pondérée des charges journalières moyennes par saison. Les facteurs de pondération retenus pour chaque saison sont : 1/9 pour le printemps, 5/9 pour l'été et 3/9 pour l'automne. La charge annuelle moyenne a été obtenue en multipliant la charge journalière moyenne par 365,25 jours, à cause de l'année bissextile rencontrée tous les quatre ans (Proulx, 1993a).

Il faut additionner aux charges fluviales les apports en provenance des cours d'eau tributaires situés entre Cornwall et l'entrée du secteur d'étude. La même méthode de calcul (Proulx, 1993a) a été appliquée aux données (été 1991, automne 1991 et printemps 1992) recueillies dans l'embouchure des rivières aux Saumons, Raisin et Beaudette. À noter qu'aucun de ces affluents n'a été échantillonné au printemps. Par conséquent, la charge annuelle peut être sous-estimée.

**Tableau 12**  
**Estimations des apports annuels moyens en métaux et en substances organiques du**  
**Saint-Laurent à l'entrée du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**

<i>Substances</i>	<i>Charges annuelles moyennes (kg/an)</i>				<i>Total à la sortie du lac Saint-François</i>
	<i>Fleuve à Cornwall</i>	+	<i>Autres affluents*</i>	=	
<b>Métaux</b>					
Cadmium	4 206		5		4 211
Cobalt	43 690		88		43 778
Chrome	363 606		9		363 615
Cuivre	168 015		30		168 045
Nickel	354 987		137		355 124
Plomb	52 352		6		52 358
Zinc	597 995		461		598 456
<b>Toxiques organiques</b>					
BPC**	29		0,01		29
HAP totaux***	2 298		2,4		2 300,4

Sources : Proulx, 1993a, 1993b.

\* Données des rivières aux Saumons, Beaudette et Raisin.

\*\* Sommation de 13 congénères (77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 153, 169, 170, 180, 183 et 194).

\*\*\* Sommation de 16 ou 20 composés.

Les apports fluviaux en métaux sont élevés (tableau 12) parce qu'ils cumulent les apports provenant de l'érosion des roches et des sols du bassin de drainage (sources naturelles) et des activités humaines (contribution anthropique). Il est intéressant d'observer que les apports des affluents du lac Saint-François contribuent pour une infime partie à l'apport fluvial estimé à la sortie du lac. Ainsi, l'apport fluvial correspond aux contaminants qui s'échappent des Grands Lacs auxquels s'ajoutent ceux introduits le long du tronçon international du fleuve, notamment dans la région de Cornwall-Massena.

Dans le cas des toxiques organiques (tableau 12), la valeur obtenue pour les BPC doit être multipliée par quatre parce que les 13 congénères analysés représentent environ 25 p. 100 des BPC totaux (Quémerais *et al.*, 1994a). L'apport fluvial annuel moyen de BPC passe donc à environ 116 kg.

La concentration des substances hydrophobes, dont les métaux lourds et la plupart des composés organiques (BPC, HAP et pesticides), mesurée dans les sédiments représente la teneur moyenne en contaminants des matières en suspension trouvées dans l'eau du fleuve au moment de l'accumulation des particules (Barbeau, 1989). Les profils de concentrations obtenus à partir de l'analyse des carottes de sédiments permettent d'établir l'évolution temporelle des apports fluviaux de contaminants. Ainsi, l'importance de cette composante anthropique a diminué de façon marquée depuis le tournant des années 1960 et 1970 selon les contaminants, alors que la pollution du Saint-Laurent atteignait son apogée (Carignan *et al.*, 1994).

Dans les sédiments, la contribution des activités humaines en métaux lourds est souvent exprimée par un facteur d'enrichissement anthropique [FEA = (contribution anthropique + normale géochimique)/normale géochimique]. Au lac Saint-François, le FEA du chrome (2,0) et celui du nickel (2,0) s'approchent des valeurs pré-industrielles, alors que d'autres, dont ceux du zinc (5,5) et du cadmium (6), sont encore bien supérieurs. L'enrichissement en plomb (4,0) et en cuivre (4,5) atteint des valeurs intermédiaires (Lorrain *et al.*, en préparation). De façon générale, les valeurs du FEA des métaux-traces dans les sédiments du lac Saint-François sont relativement constantes depuis les 20 ou 30 dernières années.

Dans le cas des BPC, la situation semble s'être améliorée depuis la fin des années 1960. Entre le début des années 1970 et le début des années 1980, Carignan *et al.* (1994) ont observé une diminution des concentrations par un facteur de 3 à 10 dans les sédiments du lac Saint-François. Bien que les BPC soient très persistants dans l'environnement, Quémerais *et al.* (1994b) ont observé une légère diminution de leur concentration dans l'eau du fleuve depuis que leur utilisation a été restreinte en 1980. Ces auteurs ont noté qu'au début des années 1990, l'apport annuel, estimé à 340 kg/an en face de Québec, est moins élevé que les valeurs de 850 kg/an obtenues en 1986-1987 (Comba *et al.*, 1989a, 1989b, dans Quémerais *et al.*, 1994b). Il faut néanmoins noter que les concentrations mesurées dans les sédiments demeurent relativement constantes depuis le milieu des années 1980. Cela suggère que l'inventaire des BPC dans les sédiments, en amont et dans le bassin de drainage du fleuve, est encore relativement important. Par conséquent, l'apport demeurera constant durant plusieurs décennies (Carignan *et al.*, 1994).

On a observé que la principale voie de transfert des HAP dans les sols et les sédiments était l'atmosphère. La quantité de HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) qui pénètrent dans les Grands Lacs à la suite du dépôt sec (retombées de poussières atmosphériques) de HAP qui proviennent de sources canadiennes et américaines s'élève à environ 484 t/a (Gouvernement du Canada, 1994). Au Québec seulement, on estime à environ 2500 t/an les rejets de HAP dans l'environnement, dont la très grande partie serait attribuable au transport atmosphérique (Lavalin, 1989). En 1990, les émissions atmosphériques annuelles de HAP au Canada s'établissaient à 2010 t de sources naturelles (feux de forêt) et à 2394 t de sources anthropiques (procédés industriels, 960 t; chauffage domestique au bois, 474 t; brûlage en milieu agricole et feux à l'air libre, 358 t; incinération des résidus de bois par les scieries, 249 t; transport, 201 t) (Gouvernement du Canada, 1994). Les matières particulaires atmosphériques et les HAP qui y sont adsorbés sont éliminés de l'atmosphère par dépôt sec ou humide pour pénétrer ensuite dans l'eau ou dans le sol.

Le tableau 12 montre que l'apport du fleuve en HAP est d'environ 2300 kg annuellement à la hauteur de Valleyfield. À titre indicatif, Pham *et al.* (1993a) ont estimé à 34,94 kg/d la charge automnale en HAP du fleuve à Québec. L'importance relative des sources a été établie à 52 p. 100 pour le dépôt sec ou humide qui passe directement de l'atmosphère au fleuve, à 17 p. 100 pour les cours d'eau tributaires, à 8 p. 100 pour les Grands Lacs et à 23 p. 100 pour d'autres sources qui incluent les rejets liquides des usines et des municipalités, les déversements d'hydrocarbures et le ruissellement. Ces auteurs mentionnent également que les retombées atmosphériques directes pourraient être moins importantes au printemps et durant l'été puisque les teneurs de l'air ambiant en HAP sont plus faibles et que les jours de pluies sont moins fréquents.

### **3.2 Sources diffuses**

Les sources diffuses comprennent principalement l'agriculture, les sites de déchets dangereux et les eaux de ruissellement qui transportent des contaminants d'origine urbaine,

industrielle et agricole vers les cours d'eau. Les apports atmosphériques représentent une source potentielle de contamination des eaux de surface, mais malheureusement les recherches dans ce domaine sont actuellement très peu avancées. Quoiqu'il soit maintenant reconnu que la qualité des eaux souterraines puisse être affectée par l'épandage abusif de pesticides et de fertilisants, par les fosses septiques et par les sites contaminés, la contribution relative des eaux souterraines à la pollution des eaux de surface demeure cependant inconnue.

### **3.2.1 Pollution diffuse urbaine**

Selon Couillard et Lavallée (1981), la toxicité élevée des eaux de ruissellement constituerait la principale source de pollution diffuse urbaine. Ces auteurs ont en effet calculé que dans la rivière des Prairies, les concentrations de plusieurs substances polluantes, dont le plomb et le zinc, peuvent dépasser les critères de qualité à la suite de pluies abondantes. Des tests effectués à un collecteur de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) ont par ailleurs démontré que les eaux provenant des trop-pleins d'égouts pluviaux étaient très toxiques (Environnement Canada, 1985).

À titre indicatif, le tableau 13 présente les charges annuelles de certains contaminants de nature persistante qui proviennent du ruissellement des eaux de pluie de la ville de Cornwall. Cette dernière est cependant plus industrialisée et plus peuplée (53 400 habitants) que la ville de Salaberry-de-Valleyfield (29 000 habitants).

Ces valeurs ont été calculées à l'aide d'un modèle de ruissellement en zone urbaine (modèle STROMS, dans Cornwall-RAP, 1991) et à partir de teneurs mesurées dans les eaux de ruissellement de différents secteurs de la ville à l'automne 1980. Cette étude ne tient donc pas compte des variations saisonnières.



**Tableau 13**  
**Sommaire des charges annuelles de contaminants des eaux de ruissellement de la ville de Cornwall**

<i>Ville de Cornwall (par secteur)</i>	<i>Charges annuelles de substances toxiques</i>									
	<i>BPC</i>		<i>Pesticides</i>		<i>Chlorobenzènes</i>		<i>Métaux lourds</i>		<i>HAP</i>	
	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/a)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>
Fortement résidentiel	91,75	0,117	52,31	0,067	3,81	0,005	708,57	0,902	73,11	0,093
Faiblement résidentiel	77,76	0,169	44,85	0,098	5,30	0,012	556,20	1,211	101,59	0,221
Non utilisé	31,79	0,055	18,17	0,031	ND*	ND	224,87	0,386	ND	ND
Fortement commercial	109,43	0,691	20,97	0,137	16,98	0,107	548,01	3,687	363,52	2,295
Faiblement commercial	60,20	0,729	13,87	0,168	8,84	0,107	436,93	5,290	189,24	2,291
Institutionnel	4,15	0,074	2,30	0,041	0,22	0,004	7,93	0,141	ND	ND
Industriel	86,29	0,290	18,06	0,061	13,72	0,046	1131,89	3,800	299,39	1,005
<b>Total (g)</b>	<b>461,19</b>		<b>170,53</b>		<b>48,87</b>		<b>3650,40</b>		<b>1026,85</b>	

Source : Cornwall-RAP, 1992.

ND : concentration du contaminant dans l'échantillon sous le seuil de détection.

Remarque. – Cette étude ne tient pas compte des variations saisonnières.

### 3.2.2 Sites terrestres contaminés

Il existe plusieurs sites de déchets dangereux dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Ces décharges sont en majorité des lieux d'élimination de déchets domestiques et industriels. Ces sites terrestres contaminés présentent pour la plupart un risque de contamination locale pour les eaux souterraines, et certains menacent la qualité de l'eau du fleuve.

#### 3.2.2.1 *Inventaire provincial*

Un inventaire des lieux contaminés au Québec a été réalisé par le Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux du MENVIQ (Gerled, 1991). Les lieux inclus dans l'inventaire ont été classés dans l'une ou l'autre des catégories suivantes :

- Catégorie I : Lieux présentant actuellement un potentiel de risque pour la santé publique et (ou) un potentiel de risque élevé pour l'environnement.
- Catégorie II : Lieux présentant actuellement un potentiel de risque moyen pour l'environnement et (ou) un faible potentiel de risque pour la santé publique.
- Catégorie III : Lieux présentant actuellement un faible potentiel de risque pour l'environnement mais aucun risque pour la santé publique.
- Catégorie IIIR : Lieu restauré dont une partie ou la totalité des déchets, résidus, sols ou matières dangereuses demeurent sur place et font l'objet d'un suivi. Ce lieu présente un faible potentiel de risques pour l'environnement mais aucun risque pour la santé publique.

Huit sites de déchets industriels potentiellement dangereux pour l'environnement ont été identifiés dans les limites du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (ZIP 3 et 4) par le Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux (GERLED, 1991) du ministère de l'Environnement du Québec. Six de ces sites ont été retenus parce qu'ils présentent un potentiel de risque pour la contamination des eaux du Saint-Laurent dans le secteur d'étude (tableau 14). Les deux autres sites, le terrain de la compagnie Chromasco, à Melocheville, et le lieu d'élimination des boues de mercure de la compagnie Stanchem (maintenant PPG

Canada), à Beauharnois, sont drainés vers la rivière Saint-Louis, affluent du lac Saint-Louis (Fortin *et al.*, 1994b). Ces deux sites ne représentent donc pas une source de contamination pour le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (ZIP 3 et 4).

**Tableau 14**  
**Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**

<i>Localisation</i>	<i>Description du site</i>	<i>Cat.</i>	<i>Contaminants identifiés</i>	<i>Impacts appréhendés en 1991</i>	<i>Situation en 1996</i>
Salaberry-de-Valleyfield	Bassins de décantation de Zinc Électrolytique du Canada Limitée	II	Métaux lourds, (pH acide)	Potentiel de contamination de l'aquifère régional et du canal de Beauharnois ; faible potentiel de risque pour la santé	Un nouveau bassin a été construit, un autre a été rehaussé.
Salaberry-de-Valleyfield	Ancien terrain d'enfouissement sanitaire de Salaberry-de-Valleyfield	II	Florures, cyanures et métaux lourds	Contamination de puits privés et contamination sectorielle du fleuve	Aucun changement*
Île aux Chats, Salaberry-de-Valleyfield	Bassins de décantation de la compagnie de produits chimiques Allied du Canada Inc.	IIIR	Mercure, fluorures, arsenic, sélénium, cendre de pyrite (pH acide)	Contamination de la nappe d'eau souterraine et contamination sectorielle du lac Saint-François	Site terrestre restauré (IIIR)
		I			Site aquatique fait l'objet d'une étude d'impact (I).
Saint-Timothée	Lieu d'élimination de la compagnie Produits chimiques Expro Inc.	III	Métaux	Contamination sectorielle du fleuve	Aucun changement
Melocheville	Lieu d'élimination de la compagnie Elkem	III	Manganèse, fer, aluminium, carbone, calcium, potassium, magnésium et métaux lourds	Contamination de l'air et de la nappe d'eau souterraine et contamination sectorielle du fleuve	Arrêt des opérations de l'usine en 1991
Melocheville	Ancien dépotoir municipal de Melocheville	III	Fluorures et cyanures	Contamination de la nappe d'eau souterraine et des eaux de surface	Aucun changement*

\* Selon Hydro-Québec, le site d'enfouissement de Salaberry-de-Valleyfield et l'ancien dépotoir municipal de Melocheville sont possiblement situés sur des propriétés d'Hydro-Québec. Le suivi des eaux de lixiviation devra donc faire l'objet de négociations entre Hydro-Québec et les villes concernées.

Les **bassins de décantation de la compagnie Zinc Électrolytique du Canada Ltée**, qui sont situés près de la limite sud de la ville de Salaberry-de-Valleyfield, en bordure du canal de Beauharnois, contiennent des résidus de jarosite [ $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$ ], de ferrite de zinc et des résidus de neutralisation. Les déchets produits par la compagnie sont éliminés depuis 1963 dans des bassins de décantation autorisés par le MEF. Parmi les six bassins de décantation utilisés autrefois, un seul est encore exploité. Tous les bassins sont entourés d'un remblai d'argile d'une hauteur d'environ 4 m. Le sol est constitué d'argile remaniée (provenant de l'excavation du canal de Beauharnois) sur une épaisseur d'environ 2 m et repose sur une argile en place peu perméable et d'une épaisseur variant entre 7 m et 14 m, en discordance sur un till sableux. Il y a deux nappes d'eau souterraine dans le sous-sol. La première est libre et est située entre 0 et 1,2 m de profondeur. La seconde est captive et s'écoule vers le nord dans le socle dolomitique; elle constitue un aquifère régional d'importance. Quelques puits privés sont creusés dans un rayon de 500 à 1000 m du site. La prise d'eau de Salaberry-de-Valleyfield est hors d'atteinte de toute contamination éventuelle. Trois puits industriels à grande capacité tirent leur eau de la nappe captive. Des échantillons recueillis dans ces puits depuis 1984 montrent des concentrations près du seuil de détection pour le zinc et sous le seuil de détection pour le cadmium et le cuivre. Les bassins de sédimentation présentent un potentiel de risque moyen de contamination de la nappe phréatique et du canal de Beauharnois.

Un **ancien site d'enfouissement appartenant à la ville de Salaberry-de-Valleyfield**, situé près de la limite est de la ville à environ 50 m de la rivière Saint-Charles, contient des déchets de différentes natures, dont des déchets domestiques, de l'écume d'alliage au béryllium et d'autres déchets solides faiblement contaminés par des fluorures et des cyanures provenant de l'Alcan, de même que des boues de pâtes et papiers de la Domtar contenant différents métaux lourds. Le terrain a servi de dépotoir de 1965 à 1976, puis de site d'enfouissement sanitaire de 1976 à 1984. Le permis d'enfouissement a été révoqué par le ministère de l'Environnement du Québec en 1984 à la suite d'un avis d'infraction et de deux mises en demeure infructueuses. Les déchets enfouis couvrent une superficie d'environ 7 ha et sont recouverts d'argile. Le drainage de surface se fait en direction de la rivière Saint-Charles. On

retrouve à quelques centaines de mètres un puits qui sert à alimenter plusieurs chalets. Il existe une mince possibilité de contamination du puits. Des écoulements rouges provenant des flancs du dépotoir ont été observés.

En plus du fer, qui produit une couleur rougeâtre après oxydation, plusieurs éléments dont les teneurs dépassent les critères de qualité sont présents, notamment l'argent, le baryum, le plomb et les huiles et graisses minérales. La nature et le volume des déchets enfouis indiquent un potentiel de risque moyen de contamination de la rivière Saint-Charles.

Les **bassins de décantation des Produits chimiques Allied du Canada Inc.**, situés sur l'île aux Chats dans la baie de Saint-François, contiennent du gypse, des boues d'alun  $[Al(SO_4)_3]$  et des cendres de pyrite. Quatre bassins ont été exploités sur une superficie d'environ 14 ha. Un de ces bassins (bassin 7A) reçoit un effluent acide contaminé entre autres par du mercure, des fluorures, de l'arsenic et du sélénium. Le sol situé sous les bassins est constitué d'une couche semi-perméable de till limono-argileux, d'une épaisseur de 7 m à 10 m, recouvrant un socle de calcaire. L'analyse de certains échantillons d'eaux souterraines prélevés dans ces substrats en 1980 et 1984 indiquait un pH acide et la présence d'aluminium, d'arsenic, de fer, de sélénium, de zinc, de plomb et de sulfates en concentrations supérieures aux normes du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) pour les eaux de lixiviation. L'analyse d'échantillons provenant des puits de l'usine n'a toutefois montré aucune contamination de la nappe d'eau profonde. La nature et le volume des déchets présents dans les bassins, de même que la perméabilité du sol et des digues, présentent un potentiel de risque élevé pour la contamination de la nappe aquifère de l'île aux Chats et pour une partie du lac Saint-François. Notons finalement que la compagnie a terminé les travaux de restauration de la partie terrestre, et le site terrestre a été reclassé dans la catégorie IIIIR de l'inventaire GERLED. Pour la partie aquatique, la compagnie a déposé un projet de recouvrement du site. Ce projet est soumis à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement.

Le **site d'enfouissement de la compagnie les Produits chimiques Expro Inc.**, situé à quelques centaines de mètres du fleuve (bassin de Coteau) à la pointe du Domaine, a reçu les cendres provenant de l'incinération de tuyaux de métal contaminés, d'explosifs et de poudres

propulsives. L'enfouissement a été abandonné en 1980, mais les enclos de brûlage ont été autorisés en 1983 par le ministère de l'Environnement du Québec. Le drainage se fait en direction du fleuve qui coule à quelques centaines de mètres. Bien que les métaux présents dans ces déchets possèdent un potentiel de contamination d'un secteur du fleuve, les études indiquent qu'il n'y a pas de migration des contaminants. La santé des utilisateurs des prises d'eau du secteur n'est pas menacée, car aucune prise d'eau n'est située à moins de 1 km du site. Depuis octobre 1995, tout le brûlage est effectué dans les cendriers, et les résidus sont éliminés dans des sites autorisés.

**Le terrain d'enfouissement sanitaire de la compagnie Elkem Métal Canada Inc.** est localisé à Melocheville. Les déchets générés entre 1972 et 1991 (date de la fermeture de l'usine) étaient éliminés dans une carrière de 120 000 m<sup>2</sup> appartenant à la compagnie et située à moins de 1 km du fleuve Saint-Laurent. Un certificat d'autorisation avait été accordé par le MEF en 1976. La compagnie y déversait les poussières provenant du système d'épuration, des boues, des scories de silico-manganèse et des rebuts divers. Ces déchets sont principalement constitués de manganèse, de silice, d'aluminium, de carbone, de fer, de calcium, de magnésium et de potassium. Les poussières contiennent également quelques métaux lourds dont du cadmium, du chrome, du cuivre, du nickel, du plomb et du zinc. Des résultats d'analyses de lixiviation ont révélé de fortes concentrations de zinc et de plomb qui dépassaient les normes de l'US EPA pour la lixiviation des déchets dangereux. Il existe un faible potentiel de contamination de la nappe phréatique et un risque de contamination sectorielle du fleuve Saint-Laurent.

**L'ancien dépotoir municipal de Melocheville**, localisé en bordure du rang Sainte-Marie et à environ 500 m du canal de Beauharnois, a été exploité de 1960 à 1976. Outre les déchets domestiques, on y déversait également les déchets solides de la compagnie Alcan entre 1974 et 1976 à la suite d'une autorisation des Services de protection de l'environnement. Ces déchets comprenaient des métaux divers, des pâtes renversées d'anodes, des briques réfractaires et des poussières. Certains déchets peuvent contenir des cyanures et des fluorures. Il n'y a aucun puits privé à moins de 1 km du site. Le risque de contamination de la nappe d'eau souterraine est faible, et il n'y a aucun risque pour la santé publique.

### **3.2.2.2 Inventaires fédéraux**

D'après les inventaires disponibles (Gauthier et Guillemette, 1990; D'Aragon, Desbiens, Halde et Roche inc., 1992), aucun site de déchets dangereux ou terrain contaminé de propriété fédérale ne se trouve à l'intérieur des limites du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (ZIP 3 et 4).

### **3.2.2.3 Site non inventorié**

Le bassin SB-9 situé sur les propriétés d'Hydro-Québec, le long de la rive sud du canal de Beauharnois, a reçu les déblais de dragage du cours inférieur de la rivière Saint-Louis. Ces opérations ont eu lieu en 1971 en aval des points de rejets de plusieurs industries du secteur industriel de Beauharnois. Un volume de près de 40 000 m<sup>3</sup> de boues contaminées au mercure d'une concentration pouvant atteindre de 140 à 150 ppm aurait été étendu en couches d'environ 15 cm sur l'ensemble de la superficie du bassin SB-9 (Lévesque, 1997).

### **3.2.3 Apports atmosphériques**

Les émissions de polluants dans l'atmosphère constituent une des diverses voies de pénétration des contaminants dans l'environnement. L'atmosphère peut contribuer de façon significative à la pollution du secteur Valleyfield-Beauharnois par son interaction avec les différents sous-systèmes. Par exemple, les eaux de ruissellement pluvial non traitées jouent un rôle non négligeable dans l'apport de polluants de source atmosphérique déposés sur les surfaces imperméables des secteurs urbains et industriels. Par ailleurs, les apports directs et indirects de l'atmosphère au fleuve et son bassin de drainage peuvent avoir un impact par une dégradation supplémentaire des composantes abiotiques (eaux, sédiments, sols).

Tout contaminant peut être introduit dans l'air à partir du moment où il se trouve à l'état de particules de faible diamètre ou sous forme de vapeur. Les poussières atmosphériques contaminées peuvent être transportées sur des distances plus ou moins grandes (Poissant et Koprivnjak, 1996) et aboutir fort loin de leur point de rejet si elles parviennent à la haute atmosphère. Par ailleurs, il s'effectue un transfert important des contaminants introduits dans

l'atmosphère vers les sols et les cours d'eau. Le phénomène des retombées directes des aéropolluants libérés en milieu terrestre (par exemple le mercure, les HAP, etc.) sur les bassins de drainage des cours d'eau tributaires du secteur Valleyfield-Beauharnois constitue un élément important de la problématique de la contamination des sédiments.

Les émissions anthropiques canadiennes de mercure sont estimées à environ 31 t/an, dont 51,4 p. 100 proviendraient des industries, 26,9 p. 100, de l'usage de combustibles, 6,8 p. 100, de l'incinération des déchets, et 14,9 p. 100, de sources diverses (Jacques, 1987, dans Poissant *et al.*, 1995). À titre indicatif, la grande région de Montréal pourrait être responsable d'un enrichissement moyen en vapeur mercurielle atmosphérique des zones rurales avoisinantes (Saint-Anicet), sous le vent de la métropole, de 19,4 p. 100 des concentrations qualifiées de teneurs de fond ou de teneurs naturelles (Poissant *et al.*, 1995).

En 1990, les estimations des émissions atmosphériques de HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) au Québec (Germain *et al.*, 1993) ont montré que les alumineries constituaient la source principale (858 t) d'émissions de HAP, suivies par la combustion du bois de chauffage (162 t), les feux de forêt (148 t) et le transport (33 t). Une fois dans l'atmosphère, les HAP ont tendance à se partager entre les phases gazeuse et particulaire en fonction de leur tension de vapeur, de la température ambiante et des caractéristiques des particules en suspension dans l'air. Les HAP peuvent être éliminés de l'atmosphère par voies chimiques (oxydation, photo-décomposition) ou physiques (dépôt sec ou humide, échanges gazeux). Les dépôts atmosphériques contribuent à la dégradation des eaux, des sols et de la végétation. Les HAP retombés sur les sols sont adsorbés sur les matières particulaires et sont soit partiellement retenus dans les sols, soit lentement dégradés par l'activité microbienne, soit transportés vers les cours d'eau et les égouts par le ruissellement des eaux de pluie pour ultimement pénétrer dans le milieu aquatique.

Dans les réseaux aquatiques, les HAP peuvent être piégés, se volatiliser, se transformer ou être transportés. En outre, il se produira un partage entre la phase dissoute et la phase particulaire selon leur caractère hydrophile (coefficient de partage). Une fois liés aux particules en suspension, les HAP auront tendance à s'accumuler sur le lit d'un cours d'eau. Les HAP adsorbés sur les matières en suspension dans l'eau ou liés aux sédiments dans le fond des cours d'eau peuvent avoir



des temps de vie plus ou moins longs selon les conditions du milieu et leurs propriétés chimiques. Par conséquent, bien que la plupart des HAP soient libérés dans l'atmosphère et y soient partiellement dégradés, les sédiments constituent le principal puits terminal associé à leur accumulation dans l'environnement.

**Tableau 15**  
**Rejets des substances de l'INRP par les industries du secteur de Valleyfield-Beauharnois**

<i>Substances réglementées par l'INRP</i>	<i>Rejets en 1994 (tonnes)</i>			
	<i>Air</i>	<i>Eau</i>	<i>Sol</i>	<i>Total</i>
<b>Zinc Électrolytique du Canada</b>				
Ammoniaque	0,000	14,000	0,000	14,000
Acide sulfurique	82,230	4,000	4,000	90,230
Cadmium (et ses composés)	0,941	0,000	0,000	0,941
Cuivre (et ses composés)	0,700	0,350	0,000	1,050
Plomb (et ses composés)	1,000	0,050	0,000	1,050
Sélénium (et ses composés)	0,010	3,560	0,000	3,570
Zinc (et ses composés)	111,000	11,00	0,000	122,000
<b>Produits Chimiques Expro</b>				
2,4-Dinitrotoluène	0,000	4,000	0,000	4,000
Nitroglycérine	0,000	9,000	0,000	9,000
Acétone	80,120	0,500	0,000	80,620
Acide nitrique	0,000	7,700	0,000	7,700
Canbro				
Zinc (fumée ou poussière)	0,130	0,000	0,000	0,130
<b>Goodyear Canada</b>				
Zinc (et ses composés)	0,080	0,128	0,000	0,208
<b>Rhone-Poulenc</b>				
Méthanol	4,600	0,000	0,000	4,600
Oxyde d'éthylène	6,421	0,000	0,000	6,421
<b>Van Waters &amp; Rogers</b>				
Toluène	0,432	0,000	0,000	0,432
Formaldéhyde	1,369	0,000	0,000	1,369
Méthanol	4,870	0,000	0,000	4,870
Alcool <i>iso</i> -propylique	0,690	0,000	0,000	0,690
Acétone	2,889	0,000	0,000	2,889
Dichlorométhane	22,910	0,000	0,000	22,910
Méthyléthylcétone	1,242	0,000	0,000	1,242

Source : INRP (HTTP : //www.ec.gc.ca/pdb/npri.html).

Le tableau 15 présente les quantités de contaminants (> 0,1 t) qui font partie de l'Inventaire national des polluants (INRP) et qui ont été rejetés en 1994 dans l'air, l'eau et le sol par les industries du secteur de Valleyfield-Beauharnois. Zinc Électrolytique du Canada a déclaré pour 1994 un tonnage important de zinc (111 t) et d'acide sulfurique (82 t) libéré dans l'air (tableau 15). En 1994, les rejets d'acétone à l'atmosphère des Produits Chimiques Expro se chiffraient à 80 t, alors que ceux de dichlorométhane de Van Waters & Rogers atteignaient près de 23 t (tableau 15). Finalement, il y a lieu de noter que les composés de la famille des HAP ne font pas partie des substances réglementées par l'INRP. Toutefois, Environnement Canada prévoit inscrire ces substances à l'INRP à compter de 1996 ou 1997 (Banville, 1995).

## CHAPITRE 4 **Caractéristiques de l'eau et des sédiments**

Le chapitre qui suit porte sur la qualité de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois et sur la répartition des zones contaminées dans ce tronçon du fleuve Saint-Laurent. Pour ce faire, il identifie les contaminants qui représentent un potentiel de toxicité pour l'être humain et le biote en comparant leur concentration dans l'eau et les sédiments à des critères de qualité reconnus.

### **4.1 Qualité de l'eau**

Les informations sur la qualité de l'eau proviennent principalement de banques de données fédérales et provinciales. Le plus large éventail de données sur les substances toxiques trouvées dans le fleuve Saint-Laurent provient du réseau NAQUADAT (National Water Quality Database) d'Environnement Canada qui l'exploite depuis 1972 dans le secteur d'étude. La banque de données NAQUADAT contient des informations sur les concentrations de substances inorganiques et organiques mesurées à quelques stations situées à l'entrée et à la sortie du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois (figure 9). Compte tenu des périodes de collecte de données aux différentes stations, ce sont surtout les stations 9007 (canal de Beauharnois), 9045 (Valleyfield), 9029 (Beauharnois) et 9030 (Pointe-des-Cascades) qui seront discutées ici.

La Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA), exploitée par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), contient des données recueillies à une station située à l'entrée du canal de Beauharnois, approximativement au même endroit que la station 9007 du réseau NAQUADAT (figure 9). Les données estivales de 1990 et 1991 (juillet à octobre) ont servi à caractériser la qualité de l'eau à une période de l'année où les problèmes de pollution sont les plus prononcés en raison de l'étiage (Hébert, 1993a). Les données utilisées regroupent des paramètres biologiques (coliformes fécaux), physiques (oxygène dissous, pH) et physico-chimiques (phosphore, azote ammoniacal, nitrites-nitrates, chlorures, fer, aluminium et quelques métaux lourds, dont le cadmium, le chrome et le cuivre).

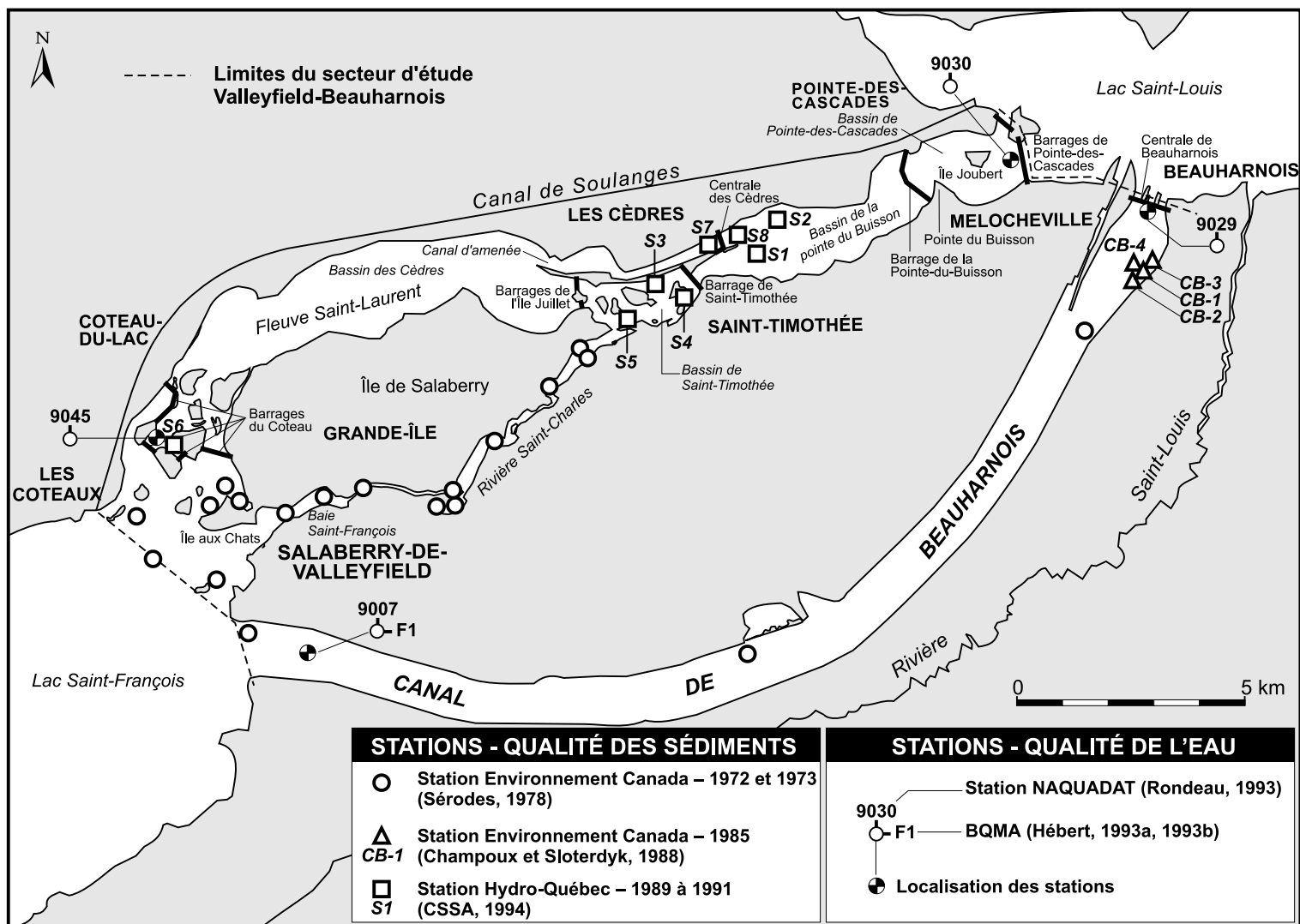


Figure 9 Emplacements des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des sédiments

#### 4.1.1 Tendances à long terme

Le degré d'eutrophisation du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois est difficile à déterminer car il présente des caractéristiques apparentées à un régime fluvial. Le rapport technique sur les communautés biologiques (Armellin et Mousseau, 1997) évalue le degré d'eutrophisation à partir des caractéristiques biologiques du secteur. Ces auteurs considèrent que les eaux du fleuve et du canal de Beauharnois sont méso-eutrophes. Le lecteur devra s'y référer pour connaître les résultats de l'étude de l'état trophique de ce tronçon du fleuve. Par ailleurs, la présente analyse se limite à comparer les concentrations des paramètres « conventionnels » (c'est-à-dire les paramètres qui font l'objet d'analyses de routine), dont le phosphore total et les nitrites-nitrates, avec les critères de qualité. Les résultats de ces comparaisons sont présentés à la section 4.1.2.

La station située à l'entrée du canal de Beauharnois (9007) a enregistré des données sur la couleur, les nitrites-nitrates, le pH, le sodium, le magnésium, le phosphore, le calcium et le fer qui variaient significativement d'une saison à l'autre. À la station située à la sortie du canal de Beauharnois (9029), seules les valeurs des nitrites-nitrates, du fer et du zinc variaient significativement d'une saison à l'autre. À la station située à la sortie de l'ancien lit du fleuve Saint-Laurent (station 9030), seules les valeurs de conductivité variaient significativement d'une saison à l'autre.

Désilets et Langlois (1989) ont observé que les trois quarts des paramètres étudiés présentaient des variations saisonnières dans l'ensemble du fleuve et que seuls la température et les nitrites-nitrates variaient de façon significative d'une saison à l'autre. Ces chercheurs ont noté que :

« Le patron suivi par les nitrites et nitrates s'explique par la productivité biologique. Comme ce sont des nutriments très recherchés par les plantes aquatiques, les concentrations les plus basses ont été mesurées en été, alors que la productivité biologique est à son maximum. C'est l'inverse qui est observé l'hiver. »

À l'opposé, certains autres paramètres tels que l'alcalinité et ses constituants (dureté, calcium et magnésium), les chlorures, l'azote total Kjeldahl et le lindane ne montrent pas de variations saisonnières significatives.

Plusieurs paramètres montrent un patron bi-saisonnier pour l'ensemble de l'année. Ce patron a été observé pour la conductivité, la couleur, la turbidité, les matières en suspension (MES), le sodium, les sulfates, le phosphore, le manganèse, le fer et le nickel (Désilets et Langlois, 1989). La couleur, la turbidité et les MES augmentent au printemps avec le lessivage des sols et le débit élevé des cours d'eau. Le sodium, la conductivité et les sulfates présentent quant à eux des valeurs maximales durant l'hiver et des valeurs minimales au printemps. Désilets et Langlois (1989) ont noté que certains paramètres (pH, potassium et cuivre) suivaient un patron bi-saisonnier dans lequel l'été se distingue des autres saisons. Dans la même étude, ces auteurs remarquaient un comportement tri-saisonnier des paramètres suivants : le carbone organique total, le plomb et l' $\alpha$ -BHC. Finalement, Désilets et Langlois (1989) ont observé que :

« Dans un bilan pour l'ensemble des saisons, on remarque que l'automne est une saison qui présente des résultats ambivalents. Par contre, le printemps se démarque souvent à cause de l'augmentation du débit et du lessivage des sols qui accompagnent la fonte des neiges et changent la qualité de l'eau. L'hiver fait moins contraste avec les autres saisons, mais on y retrouve souvent les valeurs maximales pour les indices de minéralisation. Enfin l'été est une saison bien définie qui se démarque pour les paramètres influencés par des processus biologiques. »

L'évaluation des tendances à long terme a été effectuée à partir de paramètres et de stations pour lesquels il existait déjà des statistiques (Cluis *et al.*, 1990). Les paramètres sélectionnés incluent le pH, la turbidité, l'alcalinité, les nitrites-nitrates, le calcium, la conductivité, la couleur, la dureté, le magnésium, le phosphore, les chlorures et les sulfates. Le test non paramétrique de Spearman, visant à détecter une tendance monotone durant la période de 1978-1988, a été appliqué aux 10 médianes annuelles disponibles pour les stations étudiées. Les tendances observées sont présentées au tableau 16.

La station située à l'entrée du canal de Beauharnois (9007) s'est avérée être la seule station du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois où il existait un nombre suffisant de données pour permettre de déterminer des tendances à long terme au moyen de tests statistiques. À cet endroit, Cluis *et al.* (1990) ont trouvé que les valeurs de la couleur, de la turbidité, des nitrites-nitrates et du pH avaient augmenté significativement entre 1978 et 1988, tandis que les

concentrations de chlorures et de calcium avaient diminué significativement durant la même période.

**Tableau 16**  
**Variations saisonnières et tendances à long terme de certains paramètres de qualité de l'eau dans le secteur de Valleyfield-Beauharnois de 1978 à 1988**

<i>Paramètres</i>	<i>Variations saisonnières</i>			<i>Tendances monotones à long terme</i>
	<i>Stations</i>			<i>Station</i>
	<i>9007</i>	<i>9029</i>	<i>9030</i>	<i>9007</i>
Couleur	+	ns	ns	+
Conductivité	ns	ns	+	ns
Turbidité	ns	ns	ns	+
Nitrites-nitrates	++	++	ns	++
Alcalinité	ns	ns	ns	ns
pH	++	ns	ns	+
Dureté	ns	ns	ns	ns
Sodium	++	ns	ns	p.d.
Magnésium	++	ns	ns	ns
Phosphore	+	ns	ns	ns
Sulfates	ns	ns	ns	ns
Chlorure	ns	ns	ns	--
Potassium	ns	ns	ns	p.d.
Calcium	++	ns	ns	--
Manganèse	ns	ns	ns	p.d.
Fer	++	++	ns	p.d.
Nickel	ns	ns	ns	p.d.
Cuivre	ns	ns	ns	p.d.
Zinc	ns	+	ns	p.d.
Plomb	ns	ns	ns	p.d.
Lindane	ns	ns	?	p.d.
BPC	ns	ns	?	p.d.

Source : Cluis *et al.*, 1990.

*Légende.* -- ++ : tendance croissante significative à 5 p. 100 et coefficient positif. + : tendance croissante significative à 10 p. 100 et coefficient positif. -- : tendance décroissante significative à 5 p. 100 et coefficient négatif. - : tendance décroissante significative à 10 p. 100 et coefficient négatif. ns : non significatif. p.d. : pas de données. ? : données insuffisantes.

Selon Désilets et Langlois (1989), l'utilisation accrue des engrais en agriculture et l'accroissement des élevages de porcs et de bovins semblent être les principales causes de l'augmentation des concentrations de nitrites-nitrates observées entre 1978 et 1986 dans plusieurs tronçons du fleuve Saint-Laurent. L'augmentation des concentrations de nitrites-nitrates a également été observée aux stations du lac Saint-François (Fortin *et al.*, 1994a).

Le suivi des tendances à long terme, qui fait partie intégrante de l'Entente sur la qualité des Grands Lacs, a fait l'objet de plusieurs études. De façon générale, les auteurs (Dobson, 1984; Neilson, 1983; cités dans Sylvestre, 1987) ont observé une tendance à la baisse du phosphore dans le lac Ontario. Tous ces chercheurs s'accordent également pour en attribuer la cause aux programmes de réduction des apports de phosphore mis de l'avant durant les années 1970 dans le bassin des Grands Lacs. L'objectif de 0,010 mg/L de phosphore pour le lac Ontario était presque atteint au milieu des années 1980. Une tendance à la hausse des nitrites-nitrates a été également observée par les mêmes auteurs. Les causes de cette hausse sont obscures, mais des hypothèses faisant intervenir les précipitations acides et les apports agricoles ont été avancées. Cependant aucune de ces hypothèses n'a été vérifiée à ce jour.

Dans le lac Ontario, les ions majeurs qui affichent des changements à long terme sont les sulfates, avec de légères augmentations, et les chlorures dont la baisse est importante (Sylvestre, 1987).

#### **4.1.2 Comparaison avec les critères de qualité de l'eau**

La description de la qualité de l'eau qui suit permet de déterminer les principales caractéristiques de l'eau puisée directement dans le fleuve. La comparaison des concentrations de contaminants mesurées aux différentes stations de la qualité de l'eau (NAQUADAT et BQMA) avec les critères de qualité de l'eau douce retenus par le MEF (MENVIQ, 1990, rév. 1992; MEF, 1996b) a servi à établir l'importance de la contamination de l'eau dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. On trouvera à l'annexe 5 la description des critères de qualité pour différents usages de l'eau et une liste des critères. Ces critères de qualité possèdent des limites d'application et doivent être interprétés avec prudence. Les informations de base pertinentes à



l'application des critères de la qualité de l'eau sont présentées également à l'annexe 5. Une lecture de cette annexe devrait permettre de mieux comprendre la portée des critères de qualité de l'eau.

En effet, les critères de qualité de l'eau sont appliqués à chaque paramètre individuellement et ne tiennent pas compte des interactions possibles des contaminants dans un mélange. Ces effets peuvent être additifs (toxicité globale égale à la somme des toxicités individuelles), synergiques (toxicité globale supérieure à la somme des toxicités individuelles) ou antagonistes (toxicité globale inférieure à la somme des toxicités individuelles).

En outre, les méthodes d'analyse utilisées pour estimer les concentrations des substances toxiques dans le milieu mesurent la forme extractible totale, qui comprend la phase dissoute et la phase particulaire adsorbée sur les matières en suspension (MES). Or, on considère que la fraction biodisponible est majoritairement sous forme dissoute. Les concentrations mesurées peuvent donc surévaluer la fraction disponible pour les organismes vivants. Il est donc possible que même si la concentration totale d'une substance dépasse le critère de qualité, les effets négatifs appréhendés soient moins importants que prévus.

Il faut tenir compte de ces aspects lorsqu'il s'agit d'interpréter le dépassement d'un critère de qualité. De façon générale, les dépassements d'un critère indiquent un problème potentiel d'autant plus grand que l'amplitude et la fréquence des dépassements sont élevées. Il y a également lieu de noter que les données sur la qualité de l'eau des stations d'échantillonnage n'ont pas été obtenues en même temps ni à toutes les stations. Les conditions hydrodynamiques (débits, distribution des masses d'eau) peuvent varier et susciter un autre biais dans l'analyse. De plus, la répartition des stations n'est pas uniforme (figure 9) et ne permet pas de caractériser l'ensemble du secteur d'étude mais uniquement certaines zones qui font l'objet d'une surveillance particulière. Malgré ces limites, le test de dépassement de critères permet d'obtenir localement, tout au moins, une image relative de la contamination de l'eau.

Finalement, le lecteur devra consulter le rapport sur la santé humaine (Duchesne *et al.*, 1996) pour une évaluation de la qualité de l'eau potable au robinet du consommateur.

### 4.1.3 Dépassements des critères de qualité

Les teneurs en contaminants mesurées dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois sont d'abord comparées aux critères établis pour l'usage le plus sensible (annexe 5). Si ces derniers sont respectés, tous les usages de l'eau pourront être envisagés sans restriction. Par contre, s'ils ne sont pas respectés, l'exercice sera répété avec les critères moins contraignants. Cette démarche permet d'identifier les usages de l'eau qui sont compromis par la présence des différents contaminants. À noter que l'évaluation des pertes d'usages demeure préliminaire parce qu'elle ne peut pas tenir compte des interactions possibles des contaminants présents dans le milieu qui peuvent modifier la toxicité.

Une substance chimique présente dans l'eau est jugée préoccupante si la fréquence de dépassement du critère est supérieure à 40 p. 100. Ce test a été appliqué aux résultats enregistrés aux stations NAQUADAT pour les paramètres conventionnels et les métaux analysés entre 1985 et 1992 (annexe 6), de même que pour certains pesticides qui ont été détectés durant cette période. Ce test a été également effectué sur des données publiées dans la littérature et sur certains résultats inédits. Le choix d'un seuil de 40 p. 100 dans la fréquence de dépassement du critère pour établir qu'une substance toxique présente un potentiel de risque pour l'environnement est arbitraire. Cette méthode permet uniquement d'identifier les polluants qui devront faire l'objet d'une surveillance particulière. Lorsque le critère est dépassé, le nombre de fois que se produisent les dépassements (fréquence des dépassements) et leur importance (amplitude des dépassements) sont fournis pour mieux souligner l'ampleur de la contamination.

#### 4.1.3.1 Paramètres conventionnels

Cinq paramètres conventionnels mesurés dans quatre stations NAQUADAT (9007, 9029, 9030 et 9045) ont été retenus pour l'analyse des dépassements des critères durant la période de 1985 à 1992 (annexe 6). Il s'agit du phosphore total, des nitrites-nitrates, du pH, des matières en suspension (MES) et de la turbidité. Parmi les descripteurs retenus, une teneur en phosphore, deux valeurs de pH et une valeur de turbidité ont à peine dépassé le critère de l'usage le plus

sensible (tableau 17). La situation ne semble donc pas préoccupante en ce qui a trait aux paramètres conventionnels dans le secteur Valleyfield-Beauharnois.

**Tableau 17**  
**Paramètres conventionnels dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois durant la période de 1985 à 1992**

<i>Paramètres</i>	<i>Années</i>	<i>Nombre d'échantillons</i>	<i>Fréquence des dépassements %</i>				<i>Amplitude des dépassements (× fois le critère)</i>			
			<i>Eau</i>	<i>Act.</i>	<i>C.o.a.</i>	<i>Tox.</i>	<i>Eau</i>	<i>Act.</i>	<i>C.o.a.</i>	<i>Tox.</i>
Station 9007 Phosphore	1985-1992	20	n.a.	5	n.a.	5		1,0		1,0
Station 9030 pH	1991-1992	3	33		n.a.		1,0			
Station 9045 pH	1991-1992	4	25		n.a.		1,0			
Turbidité	1991-1992	4	25		n.a.		1,0			

*Source* : Données NAQUADAT.

*Légende.* – Eau : eau brute. Act. : activités récréatives. C.o.a. : contamination d'organismes aquatiques. Tox. : vie aquatique (toxicité chronique). n.a. : aucun critère retenu pour cet usage.

#### **4.1.3.2 Bactériologie**

Les coliformes fécaux servent d'indicateurs de la pollution de l'eau par les bactéries. Ces dernières ne sont pas pathogènes mais elles révèlent une contamination de l'eau par des matières fécales humaines et (ou) animales. Il faut interpréter avec prudence les dénombrements bactériens, car le nombre de coliformes fécaux varie beaucoup dans le temps et d'un endroit à l'autre.

Depuis 1987, le ministère de l'Environnement du Québec fait périodiquement l'analyse de la qualité de l'eau de la plage publique du parc de Saint-Timothée dans le cadre de son programme Environnement-plage. La plage a été retirée du programme en 1995. Elle est située dans le bassin du même nom qui sert à la fois d'évacuateur de crues aux centrales de

Beauharnois et des Cèdres et de plan d'eau récréatif (CSSA ltée, 1994a). À quelques occasions, ces deux vocations peuvent entrer en conflit. Selon la Régie intermunicipale du parc régional de Saint-Timothée, des évacuations sont nécessaires au renouvellement de l'eau de la plage de Saint-Timothée. Selon CSSA ltée (1994a), la qualité de l'eau de cette plage rencontre les normes du ministère de l'Environnement et de la Faune pour la baignade plus de 95 p. 100 du temps. La plage a généralement été classée excellente ( $< 20$  coliformes fécaux/100 mL). À quelques reprises, l'eau de la plage a été classée bonne (entre 20 et 99 c.f./100 mL), et à une reprise, elle a été classée médiocre (entre 100 et 200 c.f./100 mL) durant les quatre années d'échantillonnage. Les résultats de la dernière campagne de caractérisation remontent au mois de juillet 1994. La qualité de l'eau de la plage a été classée de bonne à médiocre avec des résultats de 57 c.f./100 mL (4 juillet), de 141 c.f./100 mL (13 juillet) et de 90 c.f./mL (27 juillet) (Léveillé, 1994). Les facteurs identifiés pour expliquer les fluctuations de la qualité de l'eau incluent les pluies abondantes, la sédimentation des coliformes, l'abondance des baigneurs et l'augmentation diurne de la température. En outre, il existerait une contamination de base, liée à des sources externes, qui serait responsable du niveau ambiant de coliformes fécaux (40 à 80 c.f./100 mL). Compte tenu de recommandations de l'étude de CSSA ltée (1994a), la vidange partielle du bassin semble être une méthode temporaire mais plus efficace qu'un débit réservé aux ouvrages de l'île Juillet pour le renouvellement de l'eau de la plage, sans toutefois résoudre le problème.

La fréquence des dépassements du critère de qualité qui s'applique à la baignade (200 c.f./100 mL) obtenue à la station BQMA (Station F1) de Valleyfield n'a été que de 7 p. 100 ( $n = 27$ ) lors des étés 1990 et 1991 (Hébert, 1993a). L'image qui se dégage de la figure 8 peut être trompeuse parce que le 75<sup>e</sup> percentile n'atteint que 3 c.f./100 mL en période estivale. Par ailleurs, la majorité des dénombrements annuels de coliformes fécaux effectués par le MEF à la station F1 durant la période de 1990 à 1996 ( $n = 168$ ) se situe entre 0 et 20 c.f./100 mL, avec seulement quatre dépassements du critère relatif à la baignade.

Ces résultats indiquent que la qualité de l'eau est généralement bonne, et que la baignade et les activités récréatives peuvent être permises sans restriction à la plage publique du parc de Saint-Timothée. Cependant, la prudence est de mise dans le panache du trop-plein de la

ville de Saint-Timothée et près de l'embouchure de la rivière Saint-Charles (Chartrand *et al.*, 1998).

#### 4.1.3.3 Métaux et métalloïdes

La contamination du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois par les métaux et les métalloïdes durant la période de 1985 à 1990 a été évaluée en comparant les teneurs aux critères de qualité de l'eau. À noter que pour cette période, la banque de données NAQUADAT contient des résultats d'analyses de l'arsenic, de métaux lourds et de contaminants organiques uniquement à la station 9007 située dans le canal de Beauharnois. L'échantillonnage des autres stations a été interrompu en 1983 après une rationalisation du réseau de surveillance (annexe 4).

Les critères de qualité qui s'appliquent à certains métaux comme le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc sont influencés par la dureté de l'eau (annexe 5). Des critères de qualité basés sur une dureté moyenne de 120 mg/L de CaCO<sub>3</sub> mesurée dans les eaux vertes des Grands Lacs ont été calculés pour ces cinq métaux lourds. Ces critères ont été appliqués aux données enregistrées à la station 9007.

**Fer et aluminium.** – Les teneurs en fer et aluminium enregistrées dans la banque de données NAQUADAT correspondent à la fraction extractible totale. Le critère relatif au **fer** qui est de 0,3 mg/L pour la vie aquatique (toxicité chronique) et l'eau brute a été à peine dépassé à une seule occasion. L'amplitude de ce dépassement (1,02) indique que la teneur était presque égale au critère (tableau 18). L'**aluminium** n'a été analysé à la station 9007 que durant les années 1988 et 1989 (tableau 18). Il y a eu quelques dépassements du critère (0,087 mg/L) de l'usage le plus sensible, soit celui de la vie aquatique (toxicité chronique), mais à une fréquence de dépassements inférieure à 40 p. 100. Le critère établi pour l'eau brute (0,2 mg/L) n'a jamais été dépassé. Il est donc difficile d'évaluer la contamination du secteur d'étude à l'aide de données provenant d'une seule station.

**Métaux lourds.** – La majorité (80 p. 100) des teneurs en **cadmium** mesurées à la station 9007 durant la période de 1985 à 1990 se situe sous la limite de détection (1,0 µg/L de 1985 à 1988; 0,1 µg/L de 1988 à 1990) de la méthode analytique. Les résultats positifs ( $n = 5$ )

affichaient des valeurs variant entre la limite de détection et une teneur maximale de 0,2 µg/L (annexe 6). Le critère relatif à l'usage le plus sensible, soit celui pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique) est de 1,3 µg/L pour une dureté de 120 mg/L. Ce critère n'a jamais été dépassé au cours de la période d'observation de 1985 à 1990.

**Tableau 18**  
**Métaux dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois entre 1985 et 1990**

Paramètres	Années	Nombre d'échantillons	Fréquence des dépassements %				Amplitude des dépassements (× fois le critère)			
			Eau	Act.	C.o.a.	Tox.	Eau	Act.	C.o.a.	Tox.
Station 9007										
Fer	1985-1990	29	4	n.a.	n.a.	4	1,0			1,0
Aluminium	1988-1990	15		n.a.	n.a.	27				1,3

Source : Données NAQUADAT.

Légende. – Eau : eau brute. Act. : activités récréatives. C.o.a. : contamination d'organismes aquatiques. Tox. : vie aquatique (toxicité chronique). n.a. : aucun critère retenu pour cet usage.

À une exception près, les valeurs de **chrome** enregistrées à la station 9007 se situaient au-dessus de la limite de détection de la méthode analytique (0,2 µg/L). Le critère le plus restrictif qui s'applique aux teneurs en chrome est celui de la toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique (2,0 µg/L). Il n'y a eu aucun dépassement de ce critère, puisque la valeur maximale enregistrée entre 1985 et 1990 était de 1,6 µg/L (annexe 6).

Le critère de qualité qui s'applique au **cuivre** pour l'usage le plus sensible, celui de la toxicité chronique pour le maintien de la vie aquatique, est de 2,7 µg/L qui a été calculé en fonction d'une dureté de 120 mg/L. Toutes les teneurs en cuivre mesurées dans le canal de Beauharnois (station 9007) étaient inférieures à ce critère. La valeur maximale était de 2,0 µg/L (annexe 6).

Les concentrations de **nickel** mesurées à la station 9007 sont toutes inférieures au critère établi pour l'usage le plus sensible, celui relatif à l'eau brute (13,4 µg/L). Il n'y a donc pas, pour cette période, de problème de contamination de l'eau du canal de Beauharnois par le nickel.

Dans le cas du **plomb**, le critère retenu pour l'usage le plus sensible, celui de la vie aquatique (toxicité chronique), est de 4,0 µg/L pour les eaux vertes des Grands Lacs. Durant la période de 1986 à 1990, la majorité des teneurs en plomb se situait sous la limite de détection de la méthode analytique (0,7 µg/L en 1986 et 1987; 0,2 µg/L en 1988 et 1989). La valeur la plus élevée était de 3,4 µg/L. Ainsi, aucun dépassement du critère relatif à la vie aquatique (toxicité chronique) n'a été observé au cours de cette période. Il semble donc qu'il n'y ait pas de problème important de contamination de l'eau par le plomb.

Le critère retenu pour le **zinc** relativement à l'usage le plus sensible, celui de la protection de la vie aquatique (toxicité chronique) est de 123 µg/L pour les eaux vertes. Durant la période de 1985 à 1990, toutes les concentrations de zinc mesurées à la station 9007 dans le canal de Beauharnois (en amont de l'émissaire de l'usine de Zinc Électrolytique du Canada) étaient inférieures à ce critère.

**Métalloïdes.** – Les valeurs d'**arsenic** enregistrées à la station 9007 variaient entre 0,5 et 0,9 µg/L. Toutes les valeurs dépassaient les critères de la contamination d'organismes aquatiques et de l'eau brute, avec des fréquences de dépassement de 100 p. 100. Le critère établi pour la toxicité chronique n'a jamais été dépassé. Il faut mentionner que les valeurs mesurées dans cette région se comparent à celles mesurées dans d'autres secteurs du fleuve. Des valeurs comparables variant de 0,1 à 1,1 µg/L ont été observées aux stations du lac Saint-François (Fortin *et al.*, 1994a). Les critères de qualité relatifs à l'arsenic sont en voie d'être révisés par le MEF à la lumière des résultats obtenus sur la cancérogénécité de cette substance. D'ailleurs, il semble que les valeurs mesurées représentent des teneurs largement répandues dans le bassin Grands Lacs–Saint-Laurent. En effet, les résultats pour l'arsenic sont très constants (entre 0,2 et 0,7 µg/L) dans le fleuve, et la moyenne des concentrations d'arsenic trouvées dans le lac Ontario s'élevait à 0,6 µg/L en 1979 (Rondeau, 1993). Ces teneurs pourraient correspondre en grande partie à un niveau ambiant plutôt qu'à des sources anthropiques locales.

Les teneurs en **sélénium** ont été obtenues entre 1985 et 1987 seulement. Les teneurs mesurées n'ont jamais dépassé le critère retenu pour l'usage le plus sensible, celui de la toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique (5 µg/L). On ne peut cependant pas poser un diagnostic récent relativement à ce paramètre. Il faut aussi noter qu'aucune valeur de sélénium supérieure aux critères n'a été observée au lac Saint-François (Fortin *et al.*, 1994a), au lac Saint-Louis (Fortin *et al.*, 1994b) ou au lac Saint-Pierre (Sylvestre *et al.*, 1992).

#### 4.1.3.4 **Autres substances toxiques**

La détection de contaminants comme les pesticides organochlorés, les biphényles polychlorés (BPC), les chlorobenzènes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les phtalates et les substances phénoliques est très difficile parce qu'ils sont peu hydrosolubles, qu'ils peuvent se transformer biochimiquement en d'autres composés et qu'ils peuvent également migrer dans d'autres milieux comme l'air, les sédiments ou le biote. De plus, la méthode d'échantillonnage d'un petit volume d'eau (1 L) employée dans les stations NAQUADAT ne permet pas une limite de détection suffisamment basse pour la plupart des composés organochlorés qui sont à peu près insolubles dans l'eau (Désilets et Langlois, 1989). Finalement, il y a lieu de noter que la banque de données BQMA du MEF ne contient aucune information sur les toxiques organiques.

**Biphényles polychlorés (BPC).** – À la lumière des données récentes obtenues au moyen d'échantillons d'eau de grand volume et de méthodes analytiques plus performantes pour l'analyse des BPC (Quémerais *et al.*, 1994a et 1994b), les données enregistrées dans NAQUADAT paraissent peu fiables (Houle *et al.*, 1994). C'est pourquoi les données NAQUADAT sur les BPC n'ont pas servi au test de dépassement des critères. Rondeau (1993) a également écarté ces résultats dans sa compilation des données NAQUADAT. La concentration moyenne de BPC (somme des trois congénères) mesurée en 1991 dans les échantillons d'eau de grands volumes puisés à l'entrée du lac Saint-François atteignait 0,193 ng/L (Fortin *et al.*, 1994a). Ce niveau de contamination de l'eau par les BPC est préoccupant car les teneurs moyennes ( $n = 3$ ) obtenues au printemps (0,36 ng/L) et en été (0,11 ng/L) (Quémerais *et al.*,



1994b) dépassaient les critères de qualité pour la contamination d'organismes aquatiques (0,045 ng/L) et l'eau brute (0,079 ng/L).

**Pesticides organochlorés.** – Une première analyse des résultats recueillis entre 1985 et 1990 (Rondeau, 1993) a révélé de faibles fréquences de détection pour 16 des 18 composés organochlorés analysés dans l'eau du fleuve (tableau 19). Par conséquent, le test du dépassement de critères a été effectué seulement sur deux pesticides organochlorés dont la fréquence de détection est importante. Ces deux composés sont l' $\alpha$ -BHC et le  $\gamma$ -BHC (tableau 19).

**Tableau 19**  
**Fréquence de détection des composés organochlorés dans le Saint-Laurent**  
**entre 1985 et 1990**

<i>Composés organochlorés</i>	<i>Nombre total d'analyses</i>	<i>Fréquences de détection (%)</i>
Hexachlorobenzène (HCB)	363	6,1
<i>p,p'</i> -DDT	352	1,7
<i>o,p'</i> -DDT	355	2,5
<i>p,p'</i> -TDE	354	1,4
<i>p,p'</i> -DDE	363	2,7
Méthoxychlore	355	1,1
Heptachlore	359	0
Époxyde d'heptachlore	355	3,9
$\alpha$ -Endosulfan	353	2,0
$\beta$ -Endosulfan	351	0
$\alpha$ -( <i>cis</i> ) Chlordane	355	1,4
$\gamma$ -( <i>trans</i> ) Chlordane	355	1,4
$\gamma$ -BHC (lindane)	355	51,0
$\alpha$ -BHC	323	85,4
Mirex	359	0
Aldrine	359	2,5
Endrine	354	1,7
Dieldrine	355	15,5

Source : Rondeau, 1993.

Les teneurs en  $\alpha$ -BHC enregistrées dans le canal de Beauharnois (station 9007) se situaient entre la limite de détection (0,4 ng/L) et une valeur maximale de 3,1 ng/L (annexe 6).

Toutes les concentrations de  $\alpha$ -BHC étaient inférieures au critère de l'usage le plus sensible, celui pour l'eau brute qui a été fixé à 9,2 ng/L. Le critère de toxicité chronique a été établi à 10 ng/L et s'applique à la concentration totale des isomères du BHC. La sommation des concentrations de  $\alpha$ -BHC et de  $\gamma$ -BHC a donc été considérée pour le test de dépassement du critère de toxicité chronique. Les concentrations totales des isomères du BHC ne dépassaient pas ce critère.

Le  $\gamma$ -BHC, ou le lindane, affichait des teneurs entre la limite de détection (0,4 ng/L) et une valeur maximale de 1,03 ng/L (annexe 6). Toutes les valeurs de lindane respectaient le critère relatif à l'usage le plus sensible, celui relatif à l'eau brute, fixé à 18,6 ng/L.

Les teneurs en **mirex** étaient toutes à la limite de détection de la méthode analytique (0,4 ng/L), alors que le critère relatif à l'usage le plus sensible, celui de la toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique, est de 1 ng/L.

Pour ce qui est du **DDT** et de ses **métabolites**, les valeurs mesurées dans le canal de Beauharnois durant la période de 1985 à 1990 étaient au seuil de la limite de détection (1,0 ng/L) de la méthode analytique. Dans ce cas, la limite de détection est plus élevée que la valeur du critère de consommation d'organismes aquatiques et d'eau brute. Il est donc impossible de savoir si ces critères sont respectés. Les résultats fragmentaires obtenus dans des échantillons de grand volume prélevés dans le fleuve à la hauteur de Cornwall montrent des concentrations de DDT total (sommation de *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE) qui dépassaient nettement le critère relatif à l'eau brute (0,024 ng/L). Des concentrations de DDT atteignant 0,735 ng/L, 0,463 ng/L et 0,707 ng/L ont été mesurées en août 1990, octobre 1990 et mai 1991 respectivement (Pham *et al.*, 1993). En outre, les valeurs mesurées en août et en mai dépassaient le critère relatif à la contamination d'organismes aquatiques (0,59 ng/L). Cependant, les concentrations de ce pesticide très persistant dans l'environnement ne dépassaient pas le critère pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique : 1,0 ng/L).

#### 4.1.3.5 **Données de la BQMA**

Les statistiques relatives aux données obtenues par le MEF à la station F1 (Valleyfield), située à l'entrée du canal de Beauharnois, sont présentées au tableau 20. Les

données recueillies regroupent des paramètres bactériologiques et physico-chimiques (phosphore, azote ammoniacal, nitrites-nitrates, chlorures, fer, aluminium et métaux lourds). Il y a lieu de noter cependant que les toxiques organiques n'ont fait l'objet d'aucune analyse dans le réseau de suivi du MEF.

**Tableau 20**  
**Caractéristiques physico-chimiques de l'eau à la station de Valleyfield (F1)**  
**durant la période de 1990 à 1991**

<i>Paramètres</i>	<i>Unités</i>	<i>N</i>	<i>Moy.</i>	<i>Écart type</i>	<i>Min.</i>	<i>Cent. 25</i>	<i>Méd.</i>	<i>Cent. 75</i>	<i>Max.</i>
Calcium	mg/L	4	32,8	1,0	31,6	31,8	32,9	33,7	33,9
Chlorures	mg/L	4	22,0	0,8	21,0	21,3	22,0	22,8	23,0
Dureté	mg/L	4	114,0	2,7	111,0	111,4	114,1	116,6	116,9
Magnésium	mg/L	4	7,77	0,31	7,50	7,52	7,70	8,10	8,20
Potassium	mg/L	4	1,3	0,1	1,3	1,3	1,3	1,4	1,4
Sodium	mg/L	4	11,5	0,5	11,1	11,1	11,3	12,0	12,2
Sulfates	mg/L	4	25,6	1,3	24,0	24,4	25,8	26,8	27,0
Azote total	mg/L	38	0,41	0,09	0,22	0,33	0,43	0,48	0,53
Nitrites-nitrates	mg/L	38	0,25	0,09	0,10	0,15	0,25	0,30	0,45
Phosphore total	mg/L	46	0,03	0,036	0,010	0,017	0,020	0,030	0,240
Conductivité	mS/cm	38	306	48	280	294	298	304	594
Couleur vraie	Hazen	4	1,8	0,5	1,0	1,3	2,0	2,0	2,0
MES	mg/L	38	2,1	1,1	1,0	1,0	2,0	3,0	5,0
Oxygène diss.	mg/L	3	9,6	0,2	9,4	9,4	9,7	9,8	9,8
pH		14	8,2	0,1	7,9	8,1	8,2	8,3	8,5
Température	°C	61	11,3	8,3	0	2,0	13,0	19,5	25,0
Turbidité	UNT	54	1,1	0,5	0,5	0,7	1,0	1,3	2,7
Chlorophylle <i>a</i> tot.	mg/m <sup>3</sup>	4	1,79	0,39	1,43	1,46	1,72	2,19	2,29
Chlorophylle <i>a</i> act.	mg/m <sup>3</sup>	4	1,02	0,27	0,62	0,75	1,15	1,17	1,17
Col. fécaux	n <sup>brc</sup> /100 mL	60	106	774	0	0	2	3	> 6000
DBO <sub>5</sub>	mg/L	4	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,4	0,5
Aluminium	mg/L	26	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03	0,08
Cadmium	µg/L	26	1,3	1,6	1,0	1,0	1,0	1,0	9,0
Chrome	µg/L	26	2,4	2,3	1,5	1,5	1,5	1,5	11,0
Cuivre	µg/L	26	2,8	1,5	2,5	2,5	2,5	2,5	10,0
Fer	mg/L	26	0,04	0,03	0	0,02	0,04	0,05	0,13
Manganèse	mg/L	26	0,01	0	0	0	0	0	0,01
Nickel	µg/L	26	5,0	0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Zinc	µg/L	26	21,7	69,5	5,0	5,0	5,0	5,0	360,0

Source : Hébert, 1993b.

En fonction de la fréquence des dépassements des critères de qualité calculée pour les étés 1990 et 1991, la qualité de l'eau à l'entrée du canal de Beauharnois est relativement bonne. On observe que de légers dépassements des critères reliés à la protection de la vie aquatique (cadmium, chrome et cuivre), à l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable (cadmium), à la baignade et à la protection du plan d'eau contre l'eutrophisation (tableau 21).

**Tableau 21**  
**Fréquence et amplitude de dépassement des critères de qualité de l'eau**  
**à la station F 1 du MEF durant les étés 1990 et 1991**

<i>Paramètres</i>	<i>Étés</i>	<i>N</i>	<i>Fréquence de dépassement</i> <i>%</i>				<i>Amplitude moyenne de dépassement</i> <i>(x fois le critère)</i>			
			<i>Eau</i>	<i>Act.</i>	<i>C.o.a.</i>	<i>Tox.</i>	<i>Eau</i>	<i>Act.</i>	<i>C.o.a.</i>	<i>Tox.</i>
Coliformes fécaux	1990-1991	27	0	7,4	a.c.	a.c.	0	15,6		
Phosphore total	1990-1991	24	a.c.	a.c.	a.c.	16,7				3,5
Cadmium	1990-1991	12	8,3	a.c.	8,3	8,3	1,8		3,3	6,9
Chrome	1990-1991	12	0	a.c.	a.c.	8,3				5,5
Cuivre	1990-1991	12	0	a.c.	a.c.	8,3				3,7

*Source* : Hébert, 1993b.

*Légende.* – Act. : activités récréatives. C.o.a. : contamination d'organismes aquatiques. Tox. : vie aquatique (toxicité chronique). a.c. : absence de critère.

#### 4.1.4 Contamination des cours d'eau tributaires

Afin de déterminer les sources des toxiques transportés par les affluents jusqu'au Saint-Laurent, l'indice Chimiotox a été appliqué aux affluents; cet indice a été mis au point pour évaluer la réduction des substances toxiques dans les effluents urbains et industriels (CSL, 1996). Des charges ont été calculées par affluent pour les substances organiques et inorganiques (tableau 22). Cet indice n'indique pas la quantité de toxiques transportés par les cours d'eau tributaires, mais il permet de relativiser le potentiel toxique des affluents. Dans la mesure où les substances utilisées pour établir le Chimiotox des affluents diffèrent de celles utilisées pour la caractérisation des effluents industriels, les indices respectifs ne peuvent être comparés.

**Tableau 22**  
**Indice Chimiotox (IC) organique, inorganique et total**  
**des cours d'eau tributaires du secteur Valleyfield-Beauharnois et**  
**des 12 rivières les plus contaminées du Saint-Laurent en 1991**

<i>Tributaires</i>	<i>IC organique</i>	<i>IC inorganique</i>	<i>IC total</i>	<i>Débit moyen (m<sup>3</sup>/s)</i>
Saint-Maurice	2 820 989	71 285	2 892 274	465
Outaouais	2 311 225	119 958	2 431 183	1 152
Richelieu	623 317	23 571	646 888	208
Saint-François	238 672	12 614	251 286	62
Batiscan	126 464	7 549	133 813	80
Yamaska	126 015	6 946	132 961	23
Chaudière	126 482	1 096	127 578	21
Nicolet	91 782	1 667	93 449	10
Bécancour	84 193	6 664	90 857	22
Malbaie	72 168	2 203	74 370	26
du Nord	70 290	2 651	72 941	14
<b>Rouge</b>	<b>72 177</b>	<b>57</b>	<b>72 234</b>	<b>0,04</b>
<b>Delisle</b>	<b>6 501</b>	<b>135</b>	<b>6 636</b>	<b>0,58</b>

Source : CSL, 1996.

Remarque. – Les tributaires sont classés en fonction de l'IC total.

Les contaminants organiques étudiés comprenaient 16 congénères de HAP, les BPC, certains pesticides organochlorés (chlordane total, BHC totaux, DDT et métabolites), l'hexachlorobenzène, certains chlorophénols (pentachlorophénol et tétrachloro-2,3,4,6 phénol), l'atrazine et le diazinon. Les contaminants inorganiques considérés étaient le cadmium, le cobalt, le cuivre, le chrome, le fer, le nickel, le manganèse, le plomb et le zinc.

Les cours d'eau tributaires ont été échantillonnés durant l'été et l'automne 1991. Une estimation annuelle a été faite en tenant compte de la durée de chaque saison. Le calcul du Chimiotox annuel se fait selon l'équation suivante :

$$\text{Chim.}_{\text{annuel}}^{\dagger} = 5/8 \text{ Chim.}_{\text{été}} + 3/8 \text{ Chim.}_{\text{automne}}$$

où †: équation simplifiée à cause de l'absence de données pour le printemps et l'hiver.

Parmi la cinquantaine de rivières échantillonnées et parmi celles qui affichent les indices Chimiotox les plus élevés, deux ressortent très clairement : la rivière Saint-Maurice et la

rivière des Outaouais (tableau 22). Cela est compréhensible en partie parce qu'il s'agit d'affluents qui possèdent un fort débit. Ce qui est surprenant, c'est le classement de la rivière Rouge parmi les 12 premiers affluents au classement de l'IC total (tableau 22), alors que le débit de ce petit cours d'eau tributaire est de 245 à 28 800 fois plus faible que les neufs premiers affluents. La rivière Delisle, qui a un débit 10 fois plus important que celui de la rivière Rouge, montre un indice Chimiotox organique 10 fois plus faible que celui de la rivière Rouge. Au classement du Chimiotox inorganique, les deux affluents qui débouchent dans le secteur de Valleyfield-Beauharnois se classent parmi les plus faibles. Il y a lieu de noter que les charges de contaminants organiques contribuent le plus au potentiel toxique des apports de ces deux cours d'eau tributaires.

#### **4.1.5 Répartition de la contamination**

À partir des données de la qualité de l'eau du secteur Valleyfield-Beauharnois, il est très difficile de déterminer la répartition de la contamination. Les données sur les métaux lourds et les contaminants organiques sont peu nombreuses et ont été obtenues durant la période comprise entre 1985 et 1991. De surcroît, la majorité des données sur la qualité de l'eau provient d'un seul endroit situé à l'entrée du canal de Beauharnois (stations 9007 et F1), soit en amont des principaux points de rejet d'effluents, dont celui de l'usine de la Zinc Électrolytique du Canada et celui de l'usine d'épuration de Salaberry-de-Valleyfield. Par ailleurs, aucune mesure de métaux-traces ou de pesticides n'a été prise depuis 1983 dans les bassins construits sur l'ancien lit du fleuve. Il est donc très difficile d'établir un bon diagnostic en l'absence de données fiables et récentes.

L'analyse des dépassements des critères effectuée à partir des données disponibles montre qu'aucun des contaminants dosés dans les échantillons d'eau prélevés dans le canal de Beauharnois (stations 9007 et F1) ne peut être considéré comme étant problématique, sauf l'arsenic qui représente un cas particulier. En effet, les concentrations d'arsenic dépassaient systématiquement les critères relatifs à l'eau brute et à la contamination d'organismes aquatiques. Comme on l'a dit précédemment, les valeurs mesurées semblent représenter des teneurs

largement répandues dans le bassin Grands Lacs-Saint-Laurent. D'ailleurs, les critères relatifs à l'arsenic sont en voie d'être révisés à la lumière des résultats obtenus sur la cancérogénécité de ce métalloïde.

Par contre, les données fragmentaires (nombre limité d'échantillons et localisation des prélèvements) sur les BPC et le DDT trouvés au début des années 1990 dans l'eau du fleuve, à la tête du lac Saint-François, sont préoccupantes car on a observé des dépassements des critères relatifs à l'usage de l'eau brute et à la contamination d'organismes aquatiques.

## 4.2 Qualité des sédiments

Le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois englobe une zone lotique du fleuve Saint-Laurent où l'écoulement est relativement rapide, de telle sorte que les conditions favorables à l'accumulation des sédiments fins potentiellement contaminés ne sont pas réunies. De plus, la disponibilité du matériel sédimentaire est limitée lorsque l'on considère les faibles concentrations de matières en suspension. Le bilan sédimentaire établi par Frenette *et al.* (1989) (voir le chapitre 2) fait état d'une augmentation importante de la charge solide entre les lacs Saint-François et Saint-Louis. Dans leur rapport, les auteurs ne font pas état des causes à l'origine de cet apport local de matières en suspension. Différentes hypothèses peuvent être soulevées pour expliquer cette situation : la méthode d'analyse des données était inadéquate; les données obtenues ne représentaient pas les conditions moyennes; ou encore, il existe un apport sédimentaire non comptabilisé provenant de l'érosion du substrat et des rives. Une combinaison de ces trois hypothèses pourrait expliquer en partie le gain sédimentaire observé à la sortie du lac Saint-François dans le bilan de Frenette *et al.* (1989). En outre, la contribution des affluents tributaires calculée par Frenette *et al.* (1989) est nettement supérieure aux apports sédimentaires des rivières calculés à l'aide de données plus récentes emmagasinées dans la BQMA (Rondeau, 1997). Par ailleurs, les charges solides transportées par les affluents du fleuve ne sont pas suffisantes pour expliquer la charge solide totale du Saint-Laurent à Québec, de telle sorte qu'une source interne, associée à l'érosion du fond et des rives du fleuve, est possible (Rondeau, 1997).

Dans le tronçon résiduel du fleuve (ZIP 3), les matériaux fins se retrouvent surtout entre les graviers et les blocs qui parsèment le fond. D'ailleurs, le peu de sédiments fins dans les différents bassins a nécessité un échantillonnage en plongée sous-marine à quelques stations. Seulement certains secteurs de la baie Saint-François et certains élargissements de la rivière Saint-Charles peuvent constituer des zones potentielles de sédimentation pour des périodes plus ou moins longues selon les conditions hydrodynamiques qui prévalent à ces endroits.

Pour ces raisons, le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois a été largement ignoré lors des récentes campagnes d'échantillonnage pour la caractérisation des sédiments. La majeure partie de la discussion sur la qualité des sédiments de ce secteur est basée sur le rapport-synthèse de Sérodes (1978), lequel contient des données recueillies en 1972 et 1973 dans la baie Saint-François, la rivière Saint-Charles et le canal de Beauharnois (figure 9). Des données plus récentes sur la qualité de sédiments prélevés en 1984 à quatre stations situées dans le canal de Beauharnois sont présentées dans une étude de Champoux et Sloterdijk (1988) sur le lac Saint-Louis. Quant au tronçon résiduel du fleuve, les données des campagnes de caractérisation réalisées entre 1988 et 1991 sont colligées dans le rapport de CSSA ltée (1994b).

#### **4.2.1 Comparaison avec les critères de qualité des sédiments**

La firme Procéan (Procéan, 1991) a effectué, sous la direction d'un comité intergouvernemental (CSL et MENVIQ, 1992), la révision des critères de qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent. À partir d'une revue et d'une évaluation de différentes approches scientifiques utilisées dans l'élaboration des critères et sur la base des connaissances scientifiques actuelles des caractéristiques biogéochimiques du Saint-Laurent, ce comité a proposé des critères d'évaluation de la contamination des sédiments selon trois niveaux :

**NIVEAU 1** Le seuil sans effet (SSE) correspond à la teneur géochimique naturelle, ou de base, pour l'ensemble du fleuve Saint-Laurent qui n'a pas d'effets néfastes sur la faune benthique ou sur le milieu aquatique. À des fins d'évaluation de la qualité des sédiments, on considère que le milieu est intègre lorsque les concentrations enregistrées ne dépassent pas ce seuil. Tous les usages du milieu



sont alors permis. Au-delà de ce niveau, on estime qu'il y a début de contamination.

**NIVEAU 2** Le seuil d'effets mineurs (SEM) correspond à la teneur en un contaminant à laquelle il est possible d'observer les premiers effets de la contamination, mais qui est tolérée par la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, on estime que la contamination pourrait avoir un effet nuisible sur 15 p. 100 de la faune benthique. À des fins de gestion des sédiments, si les teneurs observées dans les matériaux dragués se situent sous ce seuil, ces derniers peuvent être rejetés en eau libre ou utilisés à d'autres fins, sans restriction. Si les concentrations dépassent le SEM, un examen environnemental attentif doit guider la conception des projets ainsi que le choix des modes d'élimination.

**NIVEAU 3** Le seuil d'effets néfastes (SEN) correspond à la teneur en un contaminant qui a des effets nuisibles sur la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, des effets toxiques significatifs sur 90 p. 100 de la faune benthique sont appréhendés. À des fins de gestion des sédiments, le rejet en eau libre de matériaux dragués dont la teneur en contaminants dépasse ce seuil est à proscrire. Les matériaux contaminés devraient faire l'objet d'un traitement ou d'un confinement.

Dans la présente étude, les critères de qualité qui s'appliquent aux contaminants organiques non polaires ont été normalisés selon le contenu en carbone organique de façon à tenir compte de la rétention de ces substances sur la portion organique des sédiments. Ce processus dynamique de partition des composés hydrophobes entre la phase aqueuse et la phase particulaire, appelé adsorption, réduit la disponibilité des contaminants et, par le fait même, leur toxicité pour les organismes benthiques.

Soulignons finalement le caractère intérimaire des critères de qualité qui de ce fait, devront faire l'objet de réajustements périodiques en fonction des nouvelles découvertes scientifiques et d'une meilleure connaissance des sédiments du fleuve (CSL et MENVIQ, 1992).

#### 4.2.1.1 *Baie Saint-François et rivière Saint-Charles*

Exception faite de l'arsenic, les teneurs en métaux lourds, dont le mercure, le cuivre, le chrome, le zinc, le plomb et le nickel dépassaient le seuil d'effets néfastes (SEN) dans plusieurs échantillons prélevés au début des années 1970 dans la baie Saint-François (figure 9; tableau 23) et la rivière Saint-Charles (figure 9; tableau 24). Pour un nombre similaire de stations (N variant entre 8 et 10), la fréquence des dépassements du SEN était plus élevée dans la rivière Saint-Charles que dans la baie Saint-François, suggérant une contamination plus généralisée de la rivière Saint-Charles qui recevait à cette époque les eaux usées de la ville de Salaberry-de-Valleyfield et de l'usine des Produits chimiques Expro Inc.

**Tableau 23**  
**Dépassements des critères de qualité des sédiments dans la baie Saint-François en 1972-1973**

Paramètres	N	SSE		SEM		SEN		n >	%
		(mg/kg)	n >	(mg/kg)	n >	(mg/kg)	n >		
Arsenic	1	3,0	1	7	1	177	0	100	0
Chrome	8	55	6	55	6	100	2	75	25
Cuivre	9	28	7	28	7	86	4	78	44
Mercure	10	0,05	9	0,2	7	1,0	3	70	33
Nickel	9	35	5	35	5	61	1	55	11
Plomb	10	23	8	42	8	170	1	80	10
Zinc	9	100	7	150	7	540	4	78	44

Source : Teneurs en arsenic et métaux lourds tirées de Sérodes, 1978.

Légende. – SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. N : nombre d'échantillons. n : nombre d'échantillons dont la teneur dépasse le seuil. NA : ne s'applique pas.

Les concentrations maximales des cinq métaux analysés en 1972-1973 (Sérodes, 1978) indiquent que les sédiments du fond de la baie Saint-François et de sa décharge, la rivière Saint-Charles, étaient localement contaminés par certains métaux lourds dont le chrome, le cuivre, le mercure et le zinc (tableau 25). Le facteur d'enrichissement utilisé par Sérodes (1978) indique une contamination historique importante par le mercure qui semble généralisée à tout ce

secteur, alors que la contamination par le zinc et le cuivre, quoique généralisée, est moins importante.

**Tableau 24**  
**Dépassements des critères de qualité des sédiments**  
**dans la rivière Saint-Charles en 1972-1973**

Paramètres	N	SSE			SEM			SEN		
		(mg/kg)	n >	%	(mg/kg)	n >	%	(mg/kg)	n >	%
Chrome	9	55	6	67	55	6	67	100	6	66
Cuivre	9	28	8	89	28	8	89	86	5	55
Mercure	9	0,05	9	100	0,2	8	89	1,0	7	77
Nickel	9	35	6	67	35	6	67	61	1	11
Plomb	9	23	8	89	42	8	89	170	4	44
Zinc	9	100	8	89	150	7	78	540	3	33

Source : Teneurs en métaux lourds tirées de Sérodes, 1978.

Légende. – SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. N : nombre d'échantillons. n : nombre d'échantillons dont la teneur dépasse le seuil.

La teneur médiane en **mercure** (3,36 mg/kg) des échantillons prélevés en 1972-1973 (tableau 25) est beaucoup plus élevée que les concentrations moyennes de mercure mesurées en 1979-1981 ( $[X] = 0,47$  mg/kg;  $n = 37$ ) et en 1989 ( $[X] = 0,30$  mg/kg;  $n = 26$ ) dans des échantillons prélevés dans la partie du lac Saint-François au nord du chenal maritime (Lorrain *et al.*, 1993). Sloterdijk (1985) associait la contamination des sédiments du lac Saint-François par le mercure à la ville de Cornwall, où une usine de chlore et de soude caustique a été identifiée comme une importante source de mercure.

**Tableau 25**  
**Qualité des sédiments de la baie Saint-François et de la rivière Saint-Charles en 1972-1973**

<i>Paramètres</i>	<i>N</i>	<i>Normale géochimique*</i> (mg/kg)	<i>Teneur médiane</i> (mg/kg)	<i>Teneur maximale</i> (mg/kg)	<i>Facteur d'enrichissement**</i>
Chrome	17	87	74,8	138	< 1
Cuivre	18	32	45,5	73,7	1,4
Manganèse	16	600	544	1970	< 1
Mercure	19	0,017	3,36	86,9	200
Zinc	18	108	167	293	1,5
BPC	3	n.a.	0,048 (moyenne)	0,052	n.a.
COT	16	0,44 %	2,94 %	7,62 %	6

*Source* : Valeurs tirées de Sérodes, 1978.

\* Normale géochimique du lac Saint-Louis.

\*\* Rapport entre la teneur médiane et la normale géochimique qui indique, lorsqu'il est supérieur à un, l'importance d'une contamination généralisée de la région.

*Légende.* – N : nombre de données. BPC : biphényles polychlorés. CO tot. : carbone organique total. NA : ne s'applique pas.

Les trois valeurs de **BPC** obtenues en 1972-1973 sont dans l'ensemble inférieures aux teneurs moyennes en BPC mesurées en 1979-1981 ( $[X] = 0,22$  mg/kg;  $n = 37$ ) mais supérieures à celles mesurées en 1989 ( $[X] = 0,01$  mg/kg;  $n = 25$ ) dans des échantillons prélevés dans la partie nord du lac Saint-François (Lorrain *et al.*, 1993).

Lorrain *et al.* (1993) ont montré qu'il y avait un transport préférentiel du mercure le long de la rive nord et des BPC le long de la rive sud. Ce patron de circulation permet de relier la contamination des sédiments par les contaminants respectifs aux sources de la région de Cornwall-Massena plutôt qu'aux apports du tronçon international ou du lac Ontario.

#### 4.2.1.2 Bassins du fleuve

Le tronçon résiduel du fleuve n'a pas fait l'objet de caractérisation détaillée. Tout au plus, quelques échantillons répartis de manière aléatoire ont été recueillis dans le cadre du projet de réaménagement de la Centrale des Cèdres (CSSA ltée, 1994b). Les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ont été déterminées à partir d'échantillons prélevés en plongée sous-

marine, à la benne ou à la main sur les rives des bassins de la pointe du Buisson, de Pointe-des-Cascades, de Saint-Timothée et aux canaux d'amenée et de fuite de la Centrale des Cèdres (figure 9; tableau 26).

Dans le bassin des Cèdres, des sédiments meubles ont été prélevés à deux stations d'échantillonnage en avril 1991 (stations S6 et S7; figure 9). Les résultats à la station S6 près du barrage du Coteau sont tous sous le seuil d'effets mineurs, sauf pour le mercure dont la teneur dépasse le seuil d'effets néfastes (SEN; tableau 26). On associe cette forte teneur en mercure aux apports de la région de Cornwall (CSSA Itée, 1994b). Les teneurs en contaminants trouvées dans le canal d'amenée de la Centrale des Cèdres (station S7; figure 9) sont toutes inférieures au SSE (tableau 26).

L'échantillonnage des trois stations du bassin de Saint-Timothée a été effectué en décembre 1988 (stations S3, S4 et S5; figure 9). Les contaminants trouvés dans le bassin de Saint-Timothée montrent pour la plupart des teneurs inférieures au SSE, sauf le mercure dont les teneurs dépassent le SEN aux stations S3 et S4 et sont égales à ce critère à la station S5 (tableau 26).

En raison de la rareté des dépôts fins, seulement trois stations ont été échantillonnées dans la partie amont du bassin de la Pointe-du-Buisson (stations S1, S2 et S8; figure 9). La station S1 est située en aval du barrage et de l'écumoire de Saint-Timothée (dans la baie Bayard), alors que la station S2 est située dans le chenal nord, en aval de la Centrale des Cèdres (près de la pointe à Moulin). La station S8 est située dans le canal de fuite de la Centrale des Cèdres. La comparaison des teneurs en métaux aux stations S1 et S2 (S1/S2) indique clairement que les sédiments récoltés en aval du barrage de Saint-Timothée (station S1) contiennent beaucoup plus de métaux que ceux prélevés en aval de la Centrale des Cèdres (station S2).

**Tableau 26**  
**Caractéristiques physico-chimiques des sédiments prélevés entre 1988 et 1991 dans le secteur de Coteau-du-Lac**  
**à Pointe-des-Cascades et dépassements des critères de qualité**

Paramètres ( $\mu\text{g/g}$ )	Bassin des Cèdres		Bassin de Saint-Timothée			Bassin de la pointe du Buisson			Critères de qualité		
	S6	S7	S4	S3	S5	S8	S1	S2	SSE	SEM	SEN
Arsenic	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	5,5	2,2	3,0	<b>7</b>	<b>17</b>
Cadmium	0,24	n.d.	0,47	0,33	0,037	n.d.	<b>6,3</b>	< 0,1	0,2	<b>0,9</b>	<b>3</b>
Chrome	1,3	6,5	1,7	1,3	1,8	3,5	<b>89</b>	6,1	55	<b>55</b>	<b>100</b>
Cuivre	4,0	5,1	2,7	3,0	4,6	2,9	<b>55</b>	4,0	28	<b>28</b>	<b>86</b>
Mercure	<b>2,2</b>	n.d.	<b>2,2</b>	<b>2,8</b>	<b>1,0</b>	n.d.	<b>5,9</b>	0,1	0,05	<b>0,2</b>	<b>1</b>
Nickel	32	n.a.	16	3,0	4,6	n.a.	<b>37</b>	3,9	35	<b>35</b>	<b>61</b>
Plomb	3,2	n.d.	1,4	2,1	0,82	n.d.	<b>59</b>	3,6	23	<b>42</b>	<b>170</b>
Zinc	30	37	44	33	16	36	<b>545</b>	40	100	<b>150</b>	<b>540</b>
Sélénium	< 0,25	n.a.	< 0,25	< 0,25	< 0,25	n.a.	1,7	< 0,25			
Phosphore total	840	n.a.	623	490	668	n.a.	1650	305			
Cyanures	< 1	n.a.	< 1	< 1	< 1	n.a.	5,6	1,4			
Huiles et graisses	0,55	n.d.	0,06	0,12	0,22	n.d.					
Arochlor 1242	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.					
Arochlor 1254	< 0,04	n.d.	< 0,01	< 0,02	< 0,01	n.d.					
Arochlor 1248	< 0,02	n.a.	< 0,02	< 0,04	< 0,02	n.d.					
Arochlor 1260	< 0,007	n.d.	< 0,008	< 0,008	< 0,008	n.d.					
BPC totaux	n.a.	-	n.a.	n.a.	n.a.	-	< 0,1	< 0,1	0,02	<b>0,2</b>	<b>1,0</b>

Source : CSSA ltée, 1994b.

Remarque. – Les valeurs ombragées dépassent le critère de qualité du SEM ou du SEN.

Légende. – n.a. : ne s'applique pas. n.d. : critère non disponible.

La station S1, située en aval de l'embouchure de la rivière Saint-Charles, affiche des teneurs en cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc au moins dix fois supérieures à celles mesurées à la station S2. La contamination importante des sédiments prélevés à la station S1 a été attribuée au panache de la rivière Saint-Charles (CSSA ltée, 1994b). Cependant, des observations en plongée ont révélé que la masse sédimentaire était faible, ce qui suggère un lessivage périodique par les courants lors des vidanges annuelles. À la station S1, la teneur en arsenic dépasse le SSE, les teneurs en chrome, cuivre, nickel et plomb dépassent le SEM, et les teneurs en cadmium, mercure et zinc sont supérieures au SEN. À la station S2, la teneur en mercure dépasse le SSE. À la station S8, tous les critères de qualité sont respectés.

Ces conditions semblent indiquer que les eaux sortant de la rivière Saint-Charles transportent une charge importante de substances toxiques qui contribuent à la dégradation de la qualité des sédiments du fond dans la partie sud du bassin de la Pointe-du-Buisson (station S1). Par ailleurs, les teneurs en métaux qui sont toutes, sauf pour le mercure, inférieures au seuil sans effet dans la partie nord du bassin (station S2) pourraient refléter la bonne qualité des sédiments qui proviennent du lac Saint-François. Finalement, il ne faut pas oublier que les sédiments ne séjournent pas plus d'une année dans le bassin de la Pointe-du-Buisson à cause des vidanges annuelles des réservoirs (Villeneuve, 1991).

#### **4.2.1.3 Canal de Beauharnois**

Les données historiques disponibles sur les sédiments du canal de Beauharnois (figure 9; tableau 27) indiquent que les teneurs en métaux lourds aux stations visitées en 1972-1973 et en 1985 étaient toutes inférieures au SEN, sauf dans le cas du mercure dont la teneur (13 mg/kg) mesurée à l'entrée du canal dépassait considérablement le SEN. Soulignons également des dépassements du SEM par un certain nombre de métaux-traces (cuivre, chrome, nickel et zinc). Notons finalement que les quatre concentrations mesurées en 1985 pour les BPC, le HCB, le mirex et les HAP ne dépassaient pas le SSE.

**Tableau 27**  
**Qualité des sédiments du canal de Beauharnois en 1972-1973 et en 1985**

Paramètres	Données de 1972-1973* (mg/kg)			Données de 1985** (n = 4) (mg/kg)		Critères de qualité (mg/kg)		
	Entrée	Centre	Sortie	Min	Max	SSE	SEM	SEN
Arsenic	0,8	n.a.	n.a.	3,67	5,81	3	<b>7</b>	<b>17</b>
Cadmium		n.a.	n.a.	< 0,20	0,70	0,2	<b>0,9</b>	<b>3,3</b>
Chrome	<b>86,7</b>	42,1	<b>84,2</b>	n.a.	n.a.	55	<b>55</b>	<b>100</b>
Cuivre	<b>47,0</b> <b>36,9</b>	14,9	<b>37,7</b>	<b>32,0</b>	<b>47,0</b>	28	<b>28</b>	<b>86</b>
Manganèse	573	318	665	n.a.	n.a.	n.d.	n.d.	n.d.
Mercure	0,032 <b>13,0</b>	0,145	0,015	0,04	0,13	0,05	<b>0,2</b>	<b>1</b>
Nickel	<b>49,0</b> <b>42,5</b>	19,4	61,4	<b>43,0</b>	<b>51,0</b>	35	<b>35</b>	<b>61</b>
Plomb	5 16	6	5	18,0	34,0	23	<b>42</b>	<b>170</b>
Sélénium	n.a.	n.a.	n.a.	< 0,20	0,88	n.d.	n.d.	n.d.
Zinc	76 120	<b>191</b>	102	115	<b>173</b>	100	<b>150</b>	<b>540</b>
BPC totaux	n.a.	n.a.	n.a.	< 0,09	< 0,09	0,02	<b>0,2</b>	<b>1,0</b>
DDE	n.a.	n.a.	n.a.	< 0,004	< 0,004	n.d.		n.d.
HAP totaux	n.a.	n.a.	n.a.	0,258	1,385	n.d.	n.d.	n.d.
HCB	n.a.	n.a.	n.a.	< 0,004	< 0,004	0,001	<b>0,03</b>	<b>0,10</b>
Mirex	n.a.	n.a.	n.a.	< 0,004	< 0,004	0,0001	<b>0,011</b>	<b>0,8</b>

\* Les données de 1972-1973 sont tirées de Sérodes, 1978.

\*\* Les données de 1985 sont tirées de Champoux et Sloterdijk, 1988.

*Légende.* – SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. n.a. : ne s'applique pas. n.d. : critère non disponible.

*Remarque.* – Les valeurs ombragées dépassent les critères de qualité du SEM ou du SEN.

#### 4.2.2 Répartition des zones contaminées et sources de contamination

Selon Sérodes (1978), les sédiments recueillis en 1972-1973 dans la baie Saint-François et la rivière Saint-Charles étaient contaminés par le zinc, le cuivre, le mercure, le plomb, le chrome et le nickel à un niveau qui dépassait fréquemment le SEM et le SEN (tableaux 23 et 24). Ces deux secteurs ont été ultérieurement circonscrits et reconnus comme sites contaminés lors d'un inventaire des sites aquatiques contaminés du Saint-Laurent (sites B7 et B9, dans Lavalin, 1989). Cette étude indique que le mercure et les BPC sont les principaux contaminants



retrouvés, alors que le plomb, le zinc et les HAP sont également présents en concentrations moindres mais cependant significatives. Les principales sources de contamination seraient, pour le mercure, l'usine de Domtar qui utilisait le mercure comme fongicide et l'usine ICI qui fabriquait le chlore et la soude caustique à l'aide d'électrodes de mercure avant 1970, toutes deux situées à Cornwall (St. Lawrence RAP Team, 1992; Fortin *et al.*, 1994a) et, pour les BPC, les usines de la région de Massena, N.Y. (New York State Department of Environmental Conservation, 1990; Fortin *et al.*, 1994a). Il y a lieu de noter que le niveau actuel de contamination des sédiments de la baie Saint-François et de la rivière Saint-Charles est inconnu faute d'études récentes de caractérisation.

Les travaux d'Hydro-Québec (CSSA ltée, 1994b) indiquent qu'en aval du barrage des Cèdres, le niveau de contamination des sédiments prélevés en 1988 dans le bassin de la pointe du Buisson (station S1; figure 9), soit près de l'embouchure de la rivière Saint-Charles, dépassait le SEM (chrome, cuivre, nickel et plomb) et le SEN (cadmium, mercure et zinc). Ces résultats suggèrent que la qualité des sédiments à cet endroit est affectée par les apports de l'amont, dans le cas du mercure notamment, et par des apports locaux lors du passage des matières en suspension dans la rivière Saint-Charles. Si l'on considère le nombre d'éléments pour lequel un dépassement de critère a été observé, les sédiments du bassin de la Pointe-du-Buisson semblent être plus contaminés que ceux trouvés en amont. Cependant, il faut rappeler que l'échantillonnage a été effectué à un très petit nombre de stations, ce qui rend toute comparaison difficile.

La partie amont du canal de Beauharnois dans le secteur du port de Valleyfield a été retenue par Lavalin (1989) comme un site potentiellement contaminé (site B10). Les émissaires des usines Dominion Textile Inc. et Zinc Électrolytique du Canada Ltée et celui de la municipalité de Salaberry-de-Valleyfield constituent des sources historiques de contamination pour ce site.

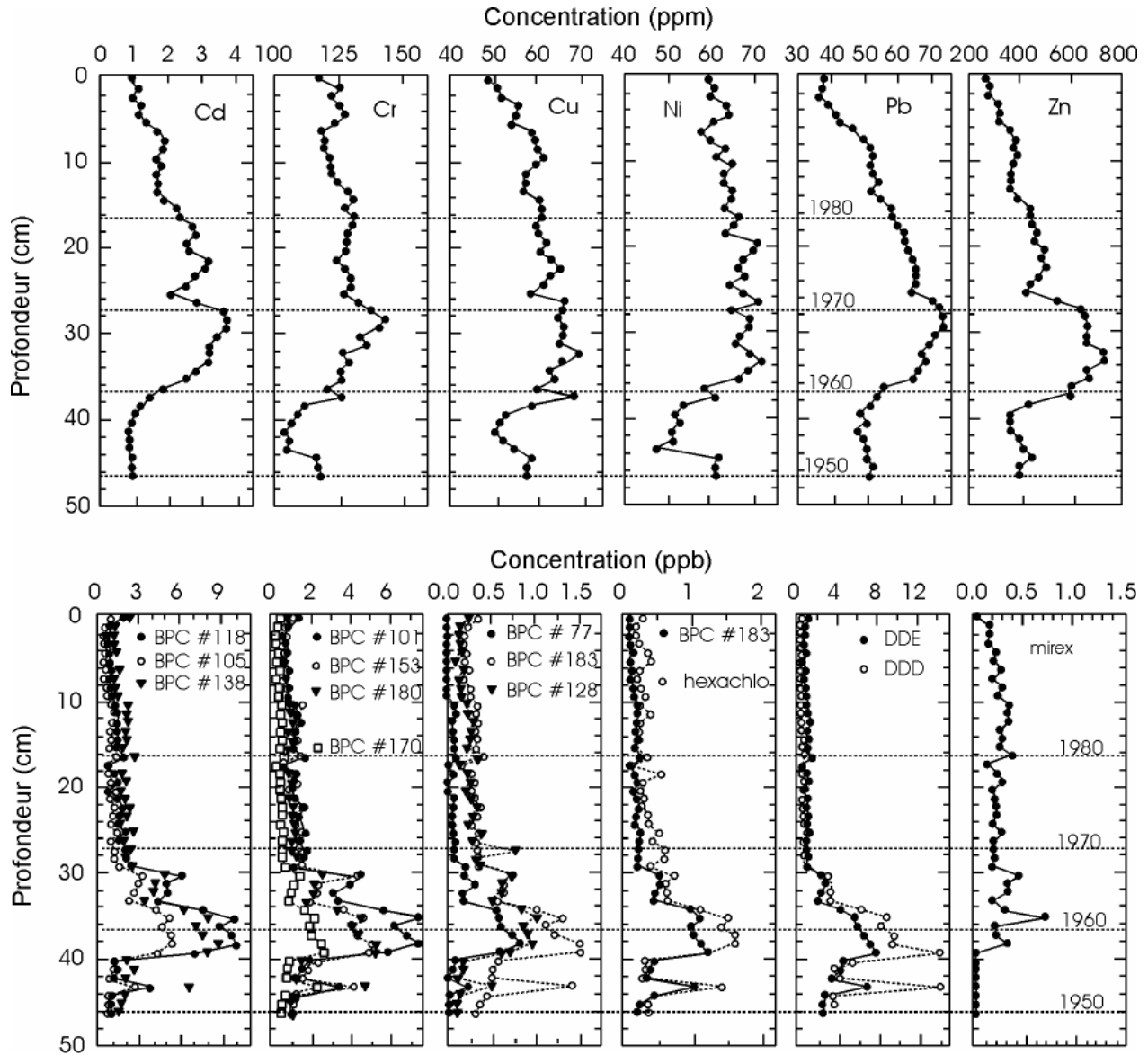
#### **4.2.3 Évolution temporelle de la contamination**

Carignan *et al.* (1994) ont établi la chronologie de la contamination par les substances organiques et inorganiques de carottes de sédiments prélevés en 1992 dans les lacs Saint-François

et Saint-Louis (figures 10 et 11), tandis que Lorrain *et al.* (en prép.) ont déterminé les profils des facteurs d'enrichissement anthropique (FEA) pour les métaux-traces trouvés dans des carottages effectués en 1990 dans ces deux lacs (figure 12). Les résultats de ces carottages permettent de suivre l'évolution temporelle de la contamination du Saint-Laurent en amont de Montréal.

Les profils des teneurs chimiques illustrés aux figures 10 et 11 montrent que les teneurs en contaminants des sédiments du lac Saint-Louis (figure 10) et du lac Saint-François (figure 11) ont diminué graduellement depuis le tournant des années 1960. De la même manière, les FEA calculés pour les métaux-traces ont diminué durant les deux dernières décennies. Durant la période où la contamination était la plus forte (1960-1970), le FEA du cadmium était le plus élevé parmi les métaux lourds analysés avec une valeur de 40 au lac Saint-Louis. En 1992, le FEA avait diminué par un facteur de quatre.

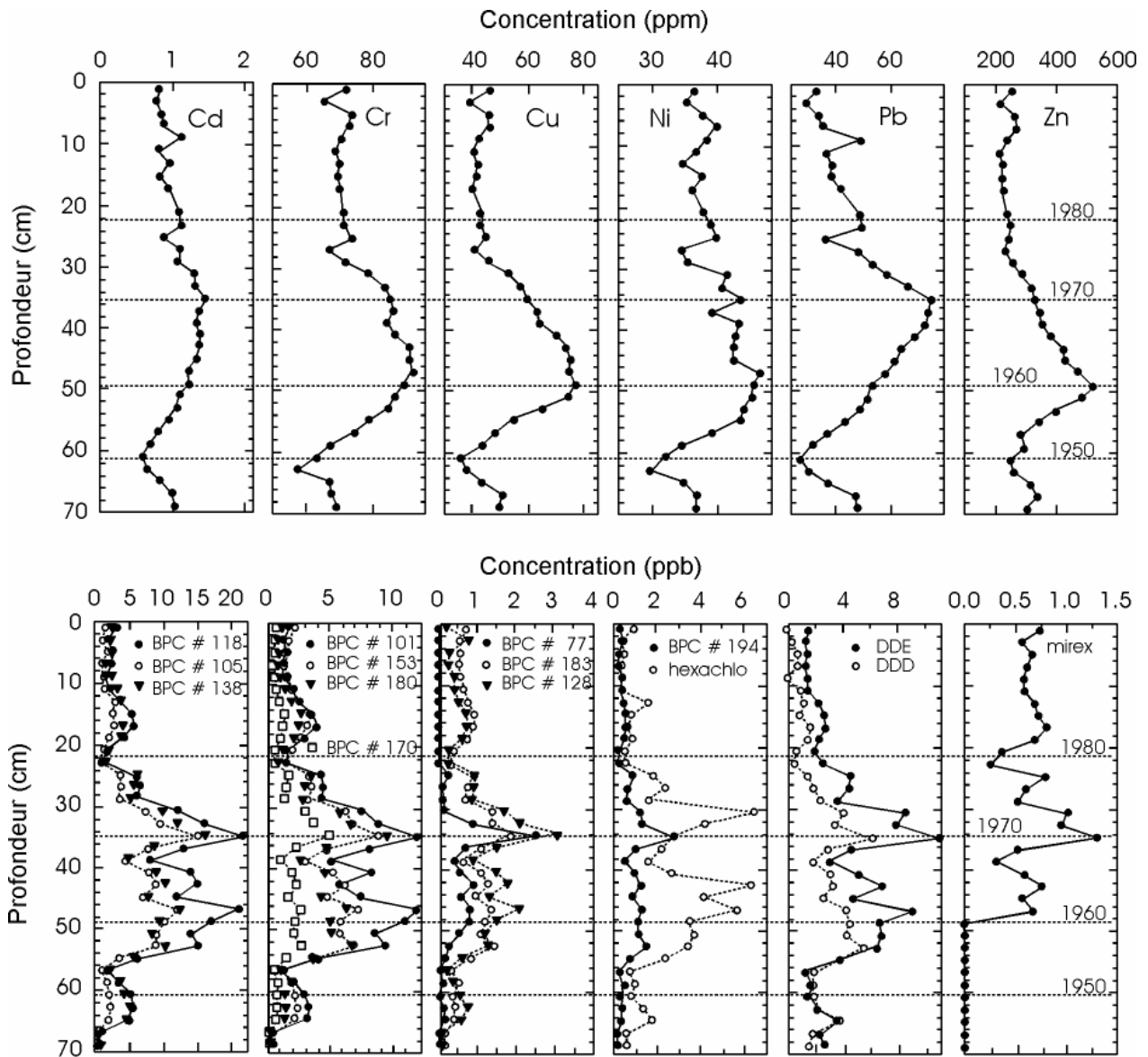
L'allure des profils de concentrations de contaminants trouvés dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis (Carignan *et al.*, 1994) pourraient indiquer une contamination provenant principalement des Grands Lacs, notamment dans le cas des substances organiques (figures 10 et 11). En effet, la contamination des sédiments par le DDT, le MIREX, le HCB et les congénères de BPC a atteint un niveau maximal entre 1958 et 1970. Cette période correspond à la période de production et d'utilisation la plus importante de ces substances aux États-Unis (Carignan *et al.*, 1994; Oliver et Nichol, 1982). La diminution des concentrations est d'environ 90 p. 100 dans les sédiments du lac Saint-François entre 1970 et 1980, alors qu'au lac Saint-Louis, la diminution s'est produite entre 1960 et 1970.



Légende. – ppm : parties par million ou mg/kg; ppb : parties par milliard ou µg/kg.

Sources : Carignan *et al.*, 1994, dans CSL, 1996.

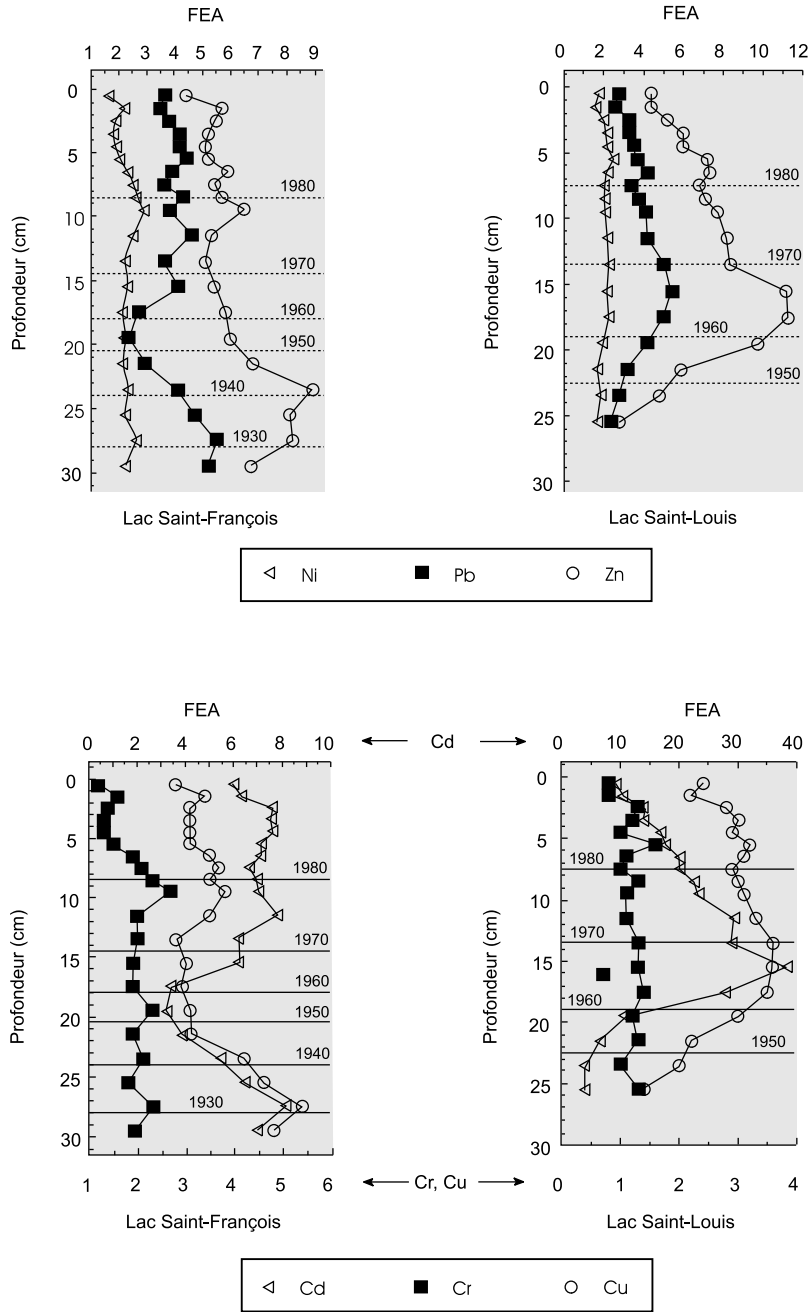
**Figure 10** Profils des concentrations de substances organiques et inorganiques dans les sédiments du lac Saint-Louis en 1992



Légende. – ppm : parties par million ou mg/kg; ppb : parties par milliard ou  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

Sources : Carignan *et al.*, 1994, dans CSL, 1996.

**Figure 11** Profils des concentrations de substances organiques et inorganiques dans les sédiments du lac Saint-François en 1992



Légende. – ppm : parties par million ou mg/kg; ppb : parties par milliard ou µg/kg.

Sources : Carignan *et al.*, 1994, dans CSL, 1996.

**Figure 12** Profils du FEA de métaux-traces dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis en 1990

Il est intéressant de noter que les concentrations sont stables depuis les 10 et 20 dernières années et sont entre 20 et 40 fois plus faibles que celles observées au lac Ontario. Par conséquent, il semble que les sédiments dans les Grands Lacs agissent comme un important réservoir de contaminants qui continuera d'être une source importante de contamination pour le tronçon aval jusqu'à ce que les sédiments contaminés soient définitivement enfouis. Plusieurs décennies s'écouleront possiblement avant d'observer une nouvelle diminution (Carignan *et al.*, 1994).

La diminution des teneurs en contaminants enregistrée dans les couches superficielles de sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis, depuis le début des années 1970, témoigne d'une réduction concomitante des apports toxiques à la suite des mesures de contrôle et d'assainissement des rejets des industries implantées dans le bassin versant. À ce chapitre, soulignons le resserrement dans les normes de rejets de mercure par les usines de chlore et de soude caustique, le contrôle de l'utilisation et l'arrêt de la production du mirex et des BPC, de même que le retrait graduel des essences au plomb au début des années 1970.

Les grandes tendances observées dans la contamination des sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis soulèvent deux hypothèses sur le devenir des contaminants qui parviennent dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Premièrement, les sédiments déposés temporairement sont remplacés périodiquement par des dépôts de meilleure qualité. Deuxièmement, les couches de sédiments fortement contaminés datant des années 1960 sont recouvertes par des sédiments beaucoup moins contaminés, si de telles zones de sédimentation permanentes existent dans le secteur d'étude.

## CHAPITRE 5 **Bilan des connaissances**

Le chapitre qui suit identifie les pertes d'usages du milieu qui résultent de la présence de polluants dans l'eau et les sédiments du secteur Valleyfield-Beauharnois. La nature des principaux contaminants ainsi que leur provenance sont également résumées.

### **5.1 Pertes d'usages**

La majorité des données sur la contamination chimique de l'eau qui ont été utilisées pour établir les pertes d'usages du milieu aquatique couvrent la période de 1985 à 1990 et proviennent d'une seule station située à l'entrée du canal de Beauharnois (station 9007 du réseau NAQUADAT). Un nombre limité de données obtenues au même endroit (station F1 du réseau BQMA) mais couvrant uniquement la période estivale des années 1990 et 1991 a également été utilisé.

Il y a lieu de noter que puisque le temps de résidence de l'eau dans le canal de Beauharnois n'est que de l'ordre de quelques heures, les pertes d'usages identifiées pour cette période ne représentent les conditions actuelles que si la qualité de l'eau n'a pas changé de façon significative depuis la période de surveillance. Les variations saisonnières des teneurs en contaminants de l'eau jouent sans doute un rôle important sur la durée des pertes d'usages au cours d'une même année. Contrairement aux teneurs trouvées dans les sédiments, il est probable que les substances toxiques dans l'eau affichent lors d'événements extrêmes – comme les périodes de forte turbidité associée aux crues printanières, la remise en suspension des sédiments lors de la sénescence automnale des herbiers de macrophytes et la vidange des réservoirs – des concentrations plus élevées que durant le reste de l'année. D'ailleurs, certains résultats obtenus durant la période 1990-1991 (juillet à octobre; BQMA) démontrent clairement qu'il existe des fluctuations lorsque l'on compare les valeurs moyennes et médianes aux valeurs minimales et maximales. Le nombre de données NAQUADAT pour l'entrée du canal de Beauharnois est de trois à cinq résultats par année (Rondeau, 1993), tandis que les résultats BQMA se limitent à la

période estivale (Hébert, 1993a et 1993b). Cette fréquence d'échantillonnage ne permet pas de distinguer les variations saisonnières des teneurs en contaminants.

Le temps de résidence des sédiments pourrait être de l'ordre de quelques mois (réservoirs hydroélectriques) à plusieurs dizaines d'années (baie Saint-François). Ainsi, les données historiques sur les sédiments recueillies au début des années 1970 peuvent ne plus être représentatives du niveau actuel de la contamination dans les secteurs où le temps de rétention des sédiments est court (moins de 10 ans) et où le taux de sédimentation est élevé ( $> 0,5$  cm/an). D'ailleurs, une étude réalisée à partir de carottages des sédiments accumulés depuis le début des années 1950 (Carignan *et al.*, 1994) a permis d'établir la chronologie de la contamination dans deux sites d'accumulation à long terme : l'un est situé à l'exutoire du lac Saint-François (à proximité de l'île aux Chats), et l'autre est localisé à la tête du lac Saint-Louis (entre Pointe-des-Cascades et l'île Perrot). Ces résultats sont intéressants parce qu'ils mettent en lumière une période de forte contamination, laquelle a atteint un niveau maximal entre 1960 et 1970, pour décroître considérablement entre 1970 et 1990. Par conséquent, les données de qualité des sédiments obtenues durant les années 1970 et 1980 peuvent ne plus être représentatives du niveau actuel de contamination des sédiments.

Pour ces raisons, et aussi à cause de la procédure arbitraire qui a été retenue pour établir qu'une substance chimique est problématique dans l'eau et parce que les critères de qualité des sédiments sont intérimaires, l'expression « perte potentielle d'usages » du milieu a été utilisé dans le présent document. En ce qui a trait aux pertes d'usages de l'eau, celles-ci peuvent être de nature saisonnière.

### **5.1.1 Pertes potentielles d'usages de l'eau**

Dans le secteur d'étude de Valleyfield-Beauharnois, il est très difficile d'établir les risques actuels reliés à l'usage de l'eau qui pourraient découler de la présence de contaminants, qu'ils soient de nature chimique ou bactérienne. Comme il a été mentionné auparavant, la faible couverture spatiale et temporelle des données ne permet pas d'établir le niveau présent de la contamination de l'eau. Néanmoins, les données disponibles montrent que l'eau à l'exutoire du



lac Saint-François semblait être de bonne qualité au tournant des années 1980. La seule ombre au tableau pourrait provenir des teneurs maximales en cadmium, chrome et cuivre mesurées à l'entrée du canal de Beauharnois en 1990-1991 (station F1 du réseau BQMA). Ces valeurs dépassaient le critère de toxicité chronique visant à protéger la vie aquatique et la faune associée (voir annexe 5). Toutefois, il s'agit de rares dépassements qui sont de courte durée et qui sont possiblement associés à des événements hydrologiques ponctuels.

Finalement, la qualité de l'eau brute et la contamination d'organismes aquatiques (voir annexe 5) pourraient être affectées par les teneurs en arsenic enregistrées (1985-1986) à l'entrée du canal de Beauharnois (tableau 28). Le critère relatif à l'eau brute pour l'arsenic s'applique à l'eau non traitée et vise à protéger les personnes qui consomment à la fois cette eau et les organismes aquatiques qui vivent dans ce cours d'eau, le plus souvent des poissons qui peuvent être contaminés par la bioaccumulation de l'arsenic dans leurs tissus jusqu'à des niveaux susceptibles de nuire à la santé humaine. L'arsenic représente un cas particulier. Ce métalloïde dépassait systématiquement la teneur admissible des critères d'eau brute et de contamination d'organismes aquatiques. Il semble que les valeurs mesurées représentent des teneurs largement répandues dans le bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent. D'ailleurs, les critères relatifs à l'arsenic sont en voie d'être révisés. Il y a lieu de noter que toutes les teneurs en arsenic mesurées à l'entrée du canal de Beauharnois respectaient la norme d'eau potable qui a été établie à 50 µg/L dans le *Règlement sur l'eau potable [Q-2,r.4.1]* du gouvernement du Québec.

### 5.1.2 Pertes potentielles d'usages des sédiments

La contamination des sédiments peut également entraîner des pertes d'usages, dont la **sauvegarde des espèces aquatiques** et le **rejet en eau libre des résidus de dragage**. Le substrat sédimentaire est jugé sécuritaire pour les organisme benthiques lorsque la concentration de toutes les substances prioritaires (CSL et MENVIQ, 1992) se situe au niveau du seuil sans effet (SSE) ou en dessous de ce dernier. Le site est alors exempt de contamination et du point de vue de leur qualité, les sédiments peuvent être utilisés sans restriction d'usage. Lorsque la teneur d'un contaminant excède le SSE sans dépasser le seuil d'effets mineurs (SEM), les informations

scientifiques présentement disponibles indiquent que ce niveau de contamination a un effet négligeable sur la faune benthique, mais que des effets toxiques minimaux peuvent être observés. Les matériaux dragués peuvent alors être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins.

Les teneurs en polluants excédant le SEM peuvent provoquer des problèmes de toxicité chronique et de contamination d'organismes par bioaccumulation, principalement chez la faune benthique et les espèces qui fréquentent le lit du fleuve. Au-delà de ce seuil, la décision d'accepter ou d'empêcher le rejet en eau libre de résidus de dragage doit se fonder sur une évaluation environnementale plus approfondie, incluant des bioessais pour déterminer la toxicité des sédiments et des analyses de risques pour mieux évaluer les répercussions environnementales reliées spécifiquement aux activités de dragage (CSL et MENVIQ, 1992). Finalement, le rejet en eau libre des résidus de dragage est à proscrire lorsque la concentration d'un contaminant mesurée dans les sédiments excède le seuil d'effets néfastes (SEN). À ce niveau de contamination, des effets sévères sont anticipés sur la majorité des organismes benthiques.

Les données sur la qualité des sédiments trouvés dans le secteur d'étude de Valleyfield-Beauharnois portent essentiellement sur des métaux lourds et quelques substances organiques toxiques. Le temps écoulé depuis l'étude de caractérisation réalisée au début des années 1970 (Sérodès, 1978), de même que le faible effort d'échantillonnage consenti lors des études subséquentes, lesquelles ont été menées avec des objectifs différents (CSSA, 1994b; Champoux et Sloterdijk, 1988), ne permettent pas une évaluation exhaustive des pertes d'usages des sédiments dans le secteur à l'étude. De plus, le manque de connaissances sur la dynamique sédimentaire dans le tronçon fluvial, enjambé par de nombreux barrages, ne permet pas d'évaluer la stabilité des sédiments ainsi que leur temps de résidence dans les bassins hydroélectriques. Ces conditions compliquent l'évaluation des impacts sur la vie aquatique qui pourraient être associés à la présence de contaminants dans les sédiments. Les données très fragmentaires sur les contaminants organiques toxiques (BPC, HAP, DDT, mirex, etc.) ne permettent pas de porter un jugement éclairé sur les risques inhérents à leur présence dans les sédiments.

**Tableau 28**  
**Pertes potentielles d'usages dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**  
**et liste des paramètres responsables**

<i>Usages</i>	<i>Paramètres responsables</i>	<i>Secteurs</i>
<b>Eau</b>		
Eau brute	As ?	Canal de Beauharnois (1985-1986; station 9007 du réseau NAQUADAT)
Contamination d'organismes aquatiques	As ?	Canal de Beauharnois (1985-1986; station 9007 du réseau NAQUADAT)
<b>Sédiments</b>		
Pollution mineure appréhendée des organismes benthiques (> SEM)*	Hg, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni, As	Baie Saint-François et rivière Saint-Charles (1972-1973)
	Hg, Ni, Cu, Cr	Lac Saint-François à l'entrée du canal de Beauharnois (1972-1973)
	Zn, Ni, Cu	Canal de Beauharnois (1985)
	Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, Ni	Secteur du bassin de la Pointe-du-Buisson influencé par la rivière Saint-Charles (1989)
	Hg, Pb, Zn, Cu, Cr, Ni	Baie Saint-François et rivière Saint-Charles (1972-1973)
	Hg	Secteurs des bassins des Cèdres et Saint-Timothée (1989-1991)
	Hg	Lac Saint-François à l'entrée du canal de Beauharnois (1972-1973)
Pollution importante appréhendée des organismes benthiques et restrictions imposées au dragage et à la mise en dépôt des sédiments dragués (> SEN)*	Hg, Cd, Zn	Secteur du bassin de la Pointe-du-Buisson sous le panache de la rivière Saint-Charles (1989)

*Légende.* – ? Les teneurs en arsenic de l'eau montrent peu de variations dans le bassin Grands Lacs–Saint-Laurent et semblent correspondre à des « teneurs ambiantes » plutôt qu'à des sources anthropiques locales. Les critères pour l'arsenic sont présentement en révision.

\* Ces pertes d'usages des sédiments peuvent ne plus être représentatives des conditions actuelles.

SEM : seuil d'effets mineurs (on appréhende les premiers effets nuisibles de la contamination sur certains organismes benthiques).

SEN : seuil d'effets néfastes (on appréhende des effets toxiques significatifs sur la majorité des organismes benthiques).

Les résultats du test de dépassement du seuil d'effets mineurs (SEM) appliqué aux données disponibles sur les métaux lourds suggèrent que cinq zones du secteur Valleyfield-Beauharnois ont pu être défavorables au développement normal de la vie aquatique (tableau 28). Il s'agit *a)* de la baie Saint-François (1972-1973); *b)* de la rivière Saint-Charles (1972-1973); *c)* de l'embouchure du lac Saint-François à l'entrée du canal de Beauharnois (1972-1973); *d)* de certains secteurs du canal de Beauharnois (1972-1973 et 1985); et *e)* d'un secteur du bassin de la Pointe-du-Buisson (1988) sous l'influence du panache de la rivière Saint-Charles.

Les teneurs historiques en chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc mesurées dans les sédiments de la baie Saint-François et de la rivière Saint-Charles dépassaient le seuil d'effets néfastes (> SEN) en 1972-1973. Le dragage et la mise en dépôt pourraient être proscrits si des études récentes de caractérisation confirment ce haut niveau de pollution. Cependant, des données récentes sur le mercure obtenues au lac Saint-François montrent une nette amélioration de la qualité des sédiments formant les trois premiers centimètres de surface du lit (Lorrain *et al.*, 1993). Le niveau élevé de contamination des sédiments (Hg, Cd et Zn > SEN) prélevés en 1988 dans le secteur du bassin de la Pointe-du-Buisson, qui est soumis à l'influence des eaux de la rivière Saint-Charles, suggère une remise en suspension d'anciennes vases contaminées ou la présence de sources locales. La teneur en mercure (13,0 mg/kg), mesurée en 1972-1973 près de l'entrée du canal de Beauharnois, dépassait considérablement le SEN. Cette valeur pourrait refléter la contamination qui prévalait à l'embouchure du lac Saint-François à cette époque plutôt que le niveau actuel de contamination du canal de Beauharnois.

Le phénomène de lessivage des sédiments lors des vidanges des bassins dans le tronçon résiduel du fleuve peut favoriser la remise en suspension de contaminants dans la colonne d'eau et contribuer ainsi périodiquement à une dégradation de la qualité de l'eau. De ce fait, les réservoirs hydroélectriques constituent des bassins de sédimentation qui retiennent temporairement des sédiments. L'importance de la contamination de ces dépôts temporaires peut refléter la qualité des sédiments remis en suspension et transportés à la sortie du lac Saint-François et de la rivière Saint-Charles.

## 5.2 Principales sources de toxiques

Le tableau 29 présente de façon synoptique les sources reconnues et potentielles de toxiques trouvés dans l'eau et les sédiments du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Historiquement, la section du fleuve comprise entre Valleyfield et Beauharnois a été soumise à la pollution liée à l'urbanisation intense et à l'effervescence industrielle qui ont eu lieu dans la région des Grands Lacs. De surcroît, les toxiques libérés par les activités humaines dans la partie amont du Saint-Laurent, notamment dans la région de Cornwall-Massena à la tête du lac Saint-François (Vanier *et al.*, 1996; Fortin *et al.*, 1994a), s'ajoutent aux polluants qui s'échappent des Grands Lacs et peuvent parvenir jusqu'au secteur d'étude par le mécanisme du cycle de l'eau. Les sources locales de contamination proviennent de deux petits affluents, les rivières Rouge et Delisle. Ces cours d'eau drainent des territoires à vocation multiple, dont des zones urbaines et des terres agricoles. En plus, le secteur a reçu directement des rejets urbains et industriels, en particulier ceux de la municipalité de Salaberry-de-Valleyfield et d'industries locales : Allied Chemicals (fermée), Dominion Textile (fermée), Produits chimiques Expro et Zinc Électrolytique du Canada.

Une fois introduits dans les cours d'eau, la plupart des toxiques ont une forte propension à se lier aux particules fines transportées en suspension au gré des courants. Ainsi, ces particules agissent comme agent de transport des toxiques, et leur dépôt sur le lit du fleuve, sous forme de sédiments, joue un rôle important dans le devenir des polluants qui se retrouvent dans l'environnement fluvial. À cause de son fort débit, le fleuve transporte une charge importante de polluants de toutes sortes. Cependant, cette masse d'eau se déleste de peu des particules contaminées qu'elle contient dans le secteur de Valleyfield-Beauharnois à cause de la force des courants. Toutefois, il peut en être autrement dans la baie Saint-François, les bassins hydroélectriques et certains élargissements de la rivière Saint-Charles, où des sédiments contaminés peuvent s'accumuler pour des périodes plus ou moins longues.

**Tableau 29**  
**Principales sources de contamination de l'eau et des sédiments**  
**du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois**

<i>Paramètres</i>	<i>Sources</i>			
	<i>Apports fluviaux<sup>a</sup></i>	<i>Industries locales</i>	<i>Affluents<sup>b</sup></i>	<i>Autres</i>
BPC	Industries de la région de Massena, NY (ALCOA, General Motors, Reynolds Metals) <sup>c</sup>		Rouge	Remise en suspension dans les zones contaminées du lac Saint-François et transport vers l'aval
Atrazine			Rouge et Delisle	
Diazinon			Rouge	
Co			Rouge	
Cr			Rouge	
Fe			Rouge	
Hg	Industries de la région de Cornwall (Domtar, ICI)			Remise en suspension dans les zones contaminées du lac Saint-François et transport vers l'aval
As	Apports fluviaux (industries et municipalités)			Apports atmosphériques dans le bassin de drainage <sup>d</sup>
Cd	Industries et municipalités de la région de Cornwall-Massena	Zinc électrolytique du Canada		
Cu	Industries et municipalités de la région de Cornwall-Massena	Allied Chemicals		
Pb	Industries et municipalités de la région de Cornwall-Massena	Allied Chemicals		Dépotoir d'Allied Chemicals <sup>e</sup>
Zn	Industries et municipalités de la région de Cornwall-Massena	Zinc électrolytique du Canada, Allied Chemicals, Expro		Dépotoir d'Allied Chemicals <sup>e</sup>

<sup>a</sup> Les apports fluviaux incluent les Grands Lacs, le tronçon international du Saint-Laurent et le lac Saint-François.

<sup>b</sup> Les concentrations élevées mesurées dans les deux affluents n'ont pas été observées tout le temps. Il pourrait s'agir d'un cycle saisonnier associé à l'application de produits agricoles dans le bassin de drainage des affluents. Cependant, aucune explication n'est avancée par les auteurs (Proulx, 1993a).

<sup>c</sup> Des travaux de restauration des sédiments dans la région de Massena sont présentement en cours (GM terminé 1996) ou en phase de l'être (ALCOA, Reynolds).

<sup>d</sup> Les concentrations de As sont relativement homogènes le long du parcours du Saint-Laurent, ce qui peut suggérer une source de nature diffuse comme les apports atmosphériques. Cependant, l'homogénéité des concentrations mesurées suggère également qu'il s'agit d'une teneur naturelle (Quémerais, 1996).

<sup>e</sup> Le site terrestre sur l'île aux Chats a été restauré, et le site aquatique fait l'objet d'une étude d'impact.

Plusieurs des substances préoccupantes identifiées dans l'eau et les sédiments du secteur, en particulier les BPC et le mercure, ont été décelées dans les rejets des industries de la

région de Cornwall-Massena. Les phénomènes de remise en suspension de sédiments dans les secteurs contaminés du lac Saint-François (Vanier *et al.*, 1996) et de la rivière Saint-Charles et leur transport vers l'aval devront être considérés dans la problématique de la contamination du secteur Valleyfield-Beauharnois.

L'étude des sédiments offre beaucoup d'intérêt car les variations observées dans leur niveau de contamination reflètent, de façon générale, la qualité de l'eau au moment de la sédimentation des matières en suspension. En outre, les sédiments constituent l'habitat d'une multitude d'organismes (vers, insectes, etc.) qui sont à la base de la chaîne alimentaire; par conséquent, la santé de l'écosystème est largement tributaire de la qualité des sédiments. L'échantillonnage des sédiments qui se sont accumulés au fond des lacs Saint-François et Saint-Louis depuis les années 1950 permet de suivre les grandes tendances historiques en matière de pollution du Saint-Laurent. Dans l'ensemble, l'étude de carottages montre que l'essor industriel et la poussée démographique qui ont suivi la Seconde Guerre mondiale ont eu un impact négatif sur la qualité des sédiments du fleuve. Les concentrations de plusieurs toxiques (métaux lourds, BPC, DDT) ont passé par un maximum entre la fin des années 1950 et le tournant des années 1960, alors que les apports de contaminants étaient vraisemblablement à leur apogée. Par ailleurs, on observe durant les années 1960 un enrichissement de certains métaux lourds (cadmium et zinc) dans les sédiments prélevés au lac Saint-Louis à la sortie du secteur de Valleyfield-Beauharnois par rapport à la situation observée à l'embouchure du lac Saint-François. Il est alors tentant d'établir un lien de cause à effet en expliquant les différences observées par la présence de sources de contamination entre les deux lacs. Depuis le commencement des années 1970, il s'est produit une baisse des concentrations de la plupart des contaminants trouvés dans les sédiments des deux lacs, ce qui témoigne d'une diminution concomitante des apports toxiques. Le début de cette diminution coïncide avec les premières mesures de contrôle des rejets industriels mises en place par les gouvernements dans le bassin de drainage Grands Lacs-Saint-Laurent. À ce chapitre, le resserrement des normes de rejets de mercure, le contrôle de la production et de l'utilisation des BPC de même que le retrait graduel des essences au plomb ont joué un rôle important.

Au Québec, et également dans les Grands Lacs, le contrôle des rejets industriels dans le fleuve a connu un deuxième souffle en 1988, avec la mise en œuvre du Plan d'action Saint-Laurent (PASL de 1988 à 1993), puis de Saint-Laurent Vision 2000 (SLV 2000 de 1993 à 1998). Dix ans auparavant, le gouvernement du Québec lançait le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), et le travail accompli depuis 1978 porte essentiellement sur l'épuration des eaux usées urbaines. Les eaux usées de la majorité de la population du secteur sont maintenant traitées. Il est probable que l'amélioration générale de la qualité du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois se soit maintenue durant la présente décennie grâce à ces programmes, notamment en raison de la fermeture d'industries locales et de l'importante réduction des charges toxiques déversées par les effluents liquides des industries présentes dans le secteur.

Certains chercheurs utilisent le terme « relaxation environnementale » pour traduire le retour graduel d'un écosystème pollué à un état acceptable pour les organismes vivants qui l'habitent, après une réduction de la pression causée par les apports toxiques d'origine anthropique (Herut *et al.*, 1996). Le suivi de la contamination des sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis indique une « relaxation » importante du fleuve à la suite des efforts d'assainissement des rejets directs de polluants par les effluents urbains et industriels. Toutefois, le manque de connaissances sur l'état présent du Saint-Laurent dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois fait en sorte qu'il n'est pas possible d'établir si le degré de contamination de l'eau et des sédiments est compatible avec le respect de l'intégrité des organismes qui vivent dans ce secteur.

Par ailleurs, il est utopique de croire qu'un jour le Saint-Laurent retrouvera son état naturel. On n'a qu'à penser à la lente et longue purge des sources diffuses de contamination (dépotiers, sols contaminés, agriculture, etc.) de même qu'au transport des aéropolluants injectés dans notre atmosphère ou dans celle de pays voisins qui retombent finalement sur le bassin de drainage du Saint-Laurent par le mécanisme de la circulation atmosphérique.

Il manque encore beaucoup d'informations sur les toxiques et les coliformes fécaux qui contaminent le secteur de Valleyfield-Beauharnois ainsi que sur leur provenance et leur comportement dans le milieu. Les données sur les sources diffuses de contamination ne sont pas



complètes. La contribution des régions agricoles, des terrains contaminés, de la nappe phréatique ou encore de la couche atmosphérique aux apports toxiques demeure encore largement inconnue.

Par conséquent, le portrait de la contamination du secteur de Beauharnois-Valleyfield proposé ici donne un aperçu général de la problématique inhérente à la présence de contaminants dans l'eau et les sédiments de ce secteur d'étude (ZIP 3 et 4). En ce sens, il demeure seulement une esquisse de la santé environnementale actuelle de ce tronçon du fleuve.

## Références

- Armellin, A. et P. Mousseau (1998). *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Zones d'intervention prioritaire 3 et 4*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique.
- Asseau-INRS (1992). *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. Vol. 1 à 7.
- Asseau-INRS (1991). *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent. Volume 1 - Secteur Cornwall à Beauharnois*. Rapport d'étude soumis à Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Banville, J.F. (1995). Communication personnelle. Environnement Canada – Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Barbeau, C. (1989). *Évaluation du transport des substances toxiques dans l'eau et les solides en suspension*. Hydrotech inc., pour Environnement Canada. Tome I (texte et figures).
- Bouchard, I. (1993). *Bilan provisoire de la réduction des rejets des 50 industries du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec.
- Carignan R. (1990). *Étude préliminaire sur l'utilisation des radio-isotopes et autres marqueurs chronologiques pour déterminer la dynamique et le temps de résidence des sédiments du lac Saint-François*. INRS-Eau, pour Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Carignan, R., S. Lorrain et K. Lum (1994). « A 50-year record of pollution by nutrients, trace metals, and organic chemicals in the St. Lawrence River ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1088-1100.
- Carignan, R., S. Lorrain et K. Lum (1993). « Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River: Accumulation rates, and residence time of mobile sediments ». Soumis à *Geochimica Cosmochimica Acta*.
- CSL – 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 MultiMondes, Montréal. Coll. « Bilan Saint-Laurent ».
- CSL – Centre Saint-Laurent (1990). « Le Saint-Laurent – Municipalités possédant des prises d'eau potable (1990) ». Capsule-éclair 6. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec. Coll. « BILAN Saint-Laurent ».
- CSL et MENVIQ – Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec (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.
- 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.
- Chartrand, J., J.-F. Duchesne et D. Gauvin (1998). *Synthèse des connaissances sur les risques à la santé reliés aux usages du fleuve Saint-Laurent dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Zones d'intervention prioritaire 3 et 4*. Santé Canada et ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec, Direction de la santé publique de la Montérégie, Centre de santé publique de Québec. Rapport technique.
- Clermont, S. et P. Dumont (1991). *Résultats d'un projet expérimental de pêche commerciale aux espèces d'intérêts sportif et d'élevage du Maskinongé dans le canal de Soulanges. Québec*. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport de travail 01-16.
- Cluis, D., G. Bourgault, C. Laberge, C. Guimont et D. Potvin (1990). *Analyse statistique des données de qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent (1978-1988)*. INRS-Eau. Rapport scientifique n° 289, version préliminaire.
- Comba, M.E., V.S. Palabrica, J. Wasslen, G.A. Bengert et K.L.E Kaiser (1989a). *St. Lawrence River Trace Organic Contaminants Study (Part II), 1986*. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington. Rapport de données.
- Comba, M.E., V.S. Palabrica, J. Wasslen et K.L.E. Kaiser (1989b). *St. Lawrence River Trace Organic Contaminants Study (Part III), 1987*. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington. Rapport de données,
- Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement (CCMRE) (1987). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures.
- Consultants CSSA et Environnement Illimité inc. (1991a). *Centrale Les Cèdres, nouvel aménagement avant-projet phase I – Études environnementales*. Pour Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement.
- Consultants CSSA et Environnement Illimité inc. (1991b). *Centrale Les Cèdres, nouvel aménagement avant-projet phase II – Études environnementales*. Pour Hydro-Québec, Vice-Présidence Environnement, Hydro-Québec.
- Cornwall-RAP (1992). *The St. Lawrence River Area of Concern – Remedial Action Plan for the Cornwall-Lake St. Francis Area*. Environnement Canada, ministère de l'Environnement de l'Ontario et ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto, Ontario.
- Cornwall-RAP (1991). *The St. Lawrence River Area of Concern – Remedial Action Plan for the Cornwall Area. Status Report on Environmental Conditions and Sources*.

- Environnement Canada, ministère de l'Environnement de l'Ontario et ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto, Ontario.
- Cossa, D. (1996). Communication personnelle. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Couillard, D et P. Lavallée (1981). « Les impacts sur les eaux réceptrices de la pollution diffuse urbaine ». *Compte rendu des communications du 7<sup>e</sup> Atelier annuel sur la toxicité aquatique*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 900 : 319-332.
- CSSA ltée (1994a). *Centrale Les Cèdres : Nouvel Aménagement – Avant-projet phase 2. Études Environnementales. Problématique de la qualité de l'eau à la plage de Saint-Timothée*. Pour Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Direction Études d'impact, Service Production, Réfection et Localisation.
- CSSA ltée (1994b). *Centrale Les Cèdres : Nouvel Aménagement – Avant-projet phase 2. Études Environnementales. Description du milieu physique*. Rapport présenté à Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Direction Études d'impact, Service Production, Réfection et Localisation.
- D'Aragon, Desbiens, Halde et Associés et Roche inc. (1992). *Inventaire des terrains fédéraux potentiellement contaminés au Québec. Rapport final*. Pour Environnement Canada.
- Désilet, L. et C. Langlois (1989). *Variation spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Dionne, J.-C. (1988). « Relative sea level fluctuations in the St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada ». *Quaternary Research*, 29 : 233-244.
- Dobson, H.F.H. (1984). *Atlas de chimie de l'eau du lac Ontario*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario. Série scientifique, Étude n° 139.
- Duchesne, J.-F., J.-M. Leclerc, J. Chartrand et D. Gauvin (1996). *Synthèse des connaissances sur les risques et la santé humaine reliés aux divers usages du fleuve Saint-Laurent dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Rapport technique. Version préliminaire*. Centre de la santé publique du Québec, Ministère de la Santé et des Services sociaux et Santé Canada.
- Entraco (1990). *Évaluation de l'apport au fleuve Saint-Laurent des substances toxiques en provenance des tributaires Québécois (recherche supplémentaire)*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.

- Entreprises Archéotec inc. (Les) (1983). *Potentiel archéologique des propriétés d'Hydro-Québec, comtés de Beauharnois et de Soulanges*. Pour Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement d'Hydro-Québec, Montréal, dans Environnement Illimité inc., 1987.
- Environnement Canada (1995). *Inventaire national des rejets de polluants - Rapport sommaire 1993*.
- Environnement Canada (1985). *Inventaire des connaissances sur les sources de pollution dans le fleuve Saint-Laurent, tronçon Cornwall-Sorel*. Service de la protection de l'environnement.
- Environnement Illimité (1987). *Révision du mode d'exploitation des ouvrages compensateurs du fleuve Saint-Laurent de Coteau à Pointe-des-Cascades*. Pour Hydro-Québec, Direction Environnement.
- Équipe d'intervention Saint-Laurent (1992b). *Bilan provisoire de la réduction des rejets des 50 industries du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec.
- Équipe d'intervention Saint-Laurent (1992c). *Le CHIMIOTOX. Résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec. Volume II : recueil de fiches industrielles.
- 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. Version finale*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- 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, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Frenette, M., C. Barbeau, et J.-L. Verrette (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent*. Hydrotech inc.
- Gauthier et Guillemette (1990). *Inventaire et caractérisation des principales installations fédérales au Québec*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec.
- GERLED (1991). *Inventaire des lieux d'élimination et des déchets dangereux au Québec. Région 16 : Montérégie*. Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ), Direction des substances dangereuses.
- Germain, A., F. Perron et R. van Coillie (1993). *Cheminements, écotoxicités et réglementations pour les HAP dans l'environnement*. Environnement Canada – Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.

- Germain, A. et M. Janson (1984). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Québec (1977-1981)*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures.
- Ghanimé, L., J.-L. DesGranges, S. Loranger et coll. (1990). *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent*. Lavalin Environnement inc., pour Environnement Canada et Pêches et Océans (région du Québec). Rapport technique.
- Gouvernement du Canada (1994). *Les produits toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes*. Environnement Canada, Pêches et Océans et Santé et Bien-être social Canada. Ottawa.
- Girouard, D. (1873). « La question du canal de Beauharnois ». *La Minerve*.
- Hébert, S. (1993a). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1990-1991*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eaux. QEN/QE-81/1, Envirodoq n° EN930002.
- Hébert, S. (1993b). *Recueil de données sur la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1990-1991*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau. QEN/QE-82/1, Envirodoq n° EN930003.
- Herut, B., H. Hornung, N. Kress et Y. Cohen (1996). « Environmental relaxation in response to reduced input : The case of mercury pollution in Haifa Bay, Israel ». *Marine Pollution Bulletin*, 32 (4) : 366-373.
- Horowitz, A.J. (1991). *A Primer on Sediment-trace Element Chemistry*. Lewis Publishers.
- Houle, D., D. Dupras et A. Sylvestre (1995). *Évaluation et bilan du programme de qualité de l'eau*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-2.
- Hydro-Québec (1986). *Beauharnois, 1 574 260 kW*. Dépliant sur la Centrale de Beauharnois.
- Hydro-Québec (1981). *Révision du mode d'exploitation des ouvrages du fleuve Saint-Laurent de Coteau à Pointe-des-Cascades*. Rapport-synthèse d'une étude préliminaire, Montréal.
- Institut national de la recherche scientifique (INRS) (1974). *Étude du fleuve Saint-Laurent : Tronçon Cornwall-Varennnes – Synthèses des études 1972-1973*. Pour le Groupe de travail Canada-Québec sur le fleuve Saint-Laurent.
- Jacques, A.P. (1987). *Summary of Emissions of Antimony, Arsenic, Cadmium, Copper, Lead, Manganese, Mercury, Nickel in Canada*. Environnement Canada, Ottawa.
- Jourdain, A. (1998). *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Zones d'intervention prioritaire 3 et 4*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique.

- Langlois, C. et L. Lapierre (1989). « Utilisation de l'écologie et de l'écotoxicologie des communautés biologiques pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent ». Communication présentée dans le cadre du Symposium sur le Saint-Laurent, Montréal, 3 et 4 novembre 1989, en collaboration avec Environnement Canada, Centre Saint-Laurent.
- Laurin, M. (1997). Communication personnelle. Ministère des Affaires municipales, Direction de l'assainissement urbain.
- Laurin, M. (1996). Communication personnelle. Ministère des Affaires municipales, Direction de l'assainissement urbain.
- Lavalin (1989). *Sites aquatiques contaminés du Saint-Laurent : Inventaire et priorisation*. Lavalin Environnement.
- Lavallée, P. (1989). *La question des eaux usées en temps de pluie : L'impact sur le milieu récepteur des événements fréquents*. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau).
- Legault, G. et M. Villeneuve (1993). *Le CHIMIOTOX. Résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec. Volume II : recueil de fiches industrielles.
- Léveillé, G. (1994). *Historique du classement des plages publiques par régions administratives et par municipalités*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale des opérations, Direction de la qualité des services à la clientèle, Programme Environnement-Plage.
- LGL (1990). *Inventaire des établissements industriels majeurs situés le long du Saint-Laurent et de la rivière Saguenay. Rapport final*. Tomes I à VII.
- Lorrain, S. et V. Jarry (1994). *Répartition spatiale de la contamination des sédiments du lac Saint-François en 1989 : Métaux-traces et contaminants organiques*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Version préliminaire.
- Lorrain, S., R. Carignan et K.R. Lum (1998). « Historical trends in trace metal pollution of sediments in the St. Lawrence River : A spatial and temporal perspective ». En préparation.
- 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.
- MAM – Ministère des Affaires municipales du Québec (1996). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1994*. Évaluation de la performance des ouvrages d'assainissement des eaux.

- MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1996). *Mise à jour des critères de contamination d'organismes aquatiques pour les eaux de surface*. Direction des écosystèmes aquatiques.
- MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1995). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1993*. Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'assainissement des eaux et du traitement des eaux de consommation.
- MENVIQ – Ministère de l'Environnement du Québec (1992a). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1990*. Direction de l'assainissement urbain, Service du suivi de l'exploitation.
- MENVIQ – Ministère de l'Environnement du Québec (1992b). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1991*. Direction de l'assainissement urbain, Service du suivi de l'exploitation.
- MENVIQ – Ministère de l'Environnement du Québec (1991). Renseignements fournis par Michel Laurin (Direction de l'assainissement urbain) à Bernard Leblanc (ASSEAU) dans une lettre du 24 janvier 1991.
- MENVIQ – Ministère de l'Environnement du Québec (1990, rév. 1992). *Critères de qualité d'eau douce*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.
- Ministère de l'Environnement du Québec, Environnement Canada, Hydro-Québec et Transports Canada (1984). *Évaluation préliminaire des impacts environnementaux générés à la baie des Brises et à la baie de la Faim, lac Saint-François (réponse à la pétition de la municipalité de Saint-Stanislas-de-Kostka)*. Rapport technique conjoint, Montréal. Cité dans Environnement Illimité inc., 1987.
- Mousseau P. et A. Armellin (1995). *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du secteur d'étude Québec-Lévis*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Neilson, M.A.T. (1983). *Report on the Status of the Open Waters of Lake Ontario*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, région de l'Ontario, Burlington (Ont.).
- New York State Department of Environmental Conservation (1990). *St. Lawrence River at Massena. Remedial Action Plan - Stage I*. St. Lawrence River Remedial Action Plan, Massena, New York.
- Oliver, B.G. et K.D. Nichol (1982). « Chlorobenzene in sediments, water and selected fish from lakes Superior, Huron, Erie and Ontario ». *Environmental Science and technology*, 16 (8) : 532-536.



- Pham, T.-T., K. Lum et C. Lemieux (1993). « Sources of PAHs in the St. Lawrence River (Canada) and their relative importance ». *Chemosphere*, 27 (7) : 1137-1149.
- Poissant, L. et J.F. Koprivnjak, (1996). « Concentration de quelques composés organiques semi-volatiles dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale ». *Vecteur Environnement*, 29, (1) : 29-39.
- Poissant, L., P. Rancourt et B. Harvey, (1995). « Relations mesurées en milieu rural au sud du Québec (Canada) entre la concentration de la vapeur mercurielle atmosphérique et quelques facteurs environnementaux ». *Pollution atmosphérique*, octobre-décembre 1995.
- Procéan (1991). *Révision des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Proulx, S. (1993a). *Évaluation des sources d'apports toxiques au fleuve Saint-Laurent. Rapport de données*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Proulx, S. (1993b). *Évaluation des sources d'apports toxiques en provenance des tributaires du fleuve Saint-Laurent. Priorisation des tributaires*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. Rapport de données.
- 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.
- Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994a). « Temporal variation of PCB concentrations in the St. Lawrence River (Canada) and four of its tributaries », *Chemosphere*, 28 (5) : 947-959.
- Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994b). « Concentrations and sources of PBCs and organochlorine pesticides in the St. Lawrence River (Canada) and its tributaries », *Chemosphere*, 29 (3) : 591-610.
- Rondeau, B. (1997). Communication personnelle. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Rondeau, B. (1993). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent 1985-1990, tronçon Cornwall-Québec*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Roy, L. (1989). « L'approche ZIP et le Plan d'action Saint-Laurent ». Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. Document non publié.

- Sérodes, J.B. (1978). *Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Montmagny*. Environnement Canada, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 15.
- Sloterdijk, H. (1991). « Mercury and organochlorinated hydrocarbons in surficial sediments of the St. Lawrence River (Lake St. Francis) ». *Water Pollution Research Journal of Canada*, 26 (1) : 41-60.
- Sloterdijk, H. (1985). *Substances toxiques dans les sédiments du lac Saint-François (fleuve Saint-Laurent, Québec)*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures – Région du Québec.
- St. Lawrence RAP Team (1992). *Remedial Action Plan for the Cornwall-Lake St. Francis Area. Stage I Report : Environmental Conditions and Problems Definitions*. Rapport conjoint d'Environnement Canada, du ministère de l'Environnement de l'Ontario et du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto.
- Sylvestre, A. (1989). *Pertes d'usages du milieu aquatique dans le lac Saint-François*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique.
- Sylvestre, A. (1987). *Organochlorines and Polyaromatic Hydrocarbons in the St. Lawrence River at Wolfe Island, 1982/84*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Direction de la qualité des eaux, Burlington.
- 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'intérêt prioritaire n° 11*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Vanier, C., M. Sylvestre et D. Planas (1996). «Persistence and fate of PBCs in sediments of the Saint-Lawrence River». *The Science of Total Environment*, 192 : 229-244.
- Villeneuve, D. (1993). Communication personnelle. Hydro-Québec.
- Villeneuve, D. (1991). Communication personnelle. Hydro-Québec.

# Annexes



## 1 Méthode d'évaluation des charges municipales en zinc, cuivre et plomb<sup>1</sup>

La charge de contaminants déversée dans le fleuve par les municipalités est calculée en multipliant le débit total du réseau d'égouts municipal (mesure directe à l'effluent ou estimation sur une base *per capita*) par la valeur de concentration à l'effluent. Les valeurs des concentrations sont des médianes des valeurs compilées sur plusieurs émissaires et plusieurs pluies de 1982 à 1989 à Québec, Montréal et Laval. L'utilisation de valeurs de débit mesurées est privilégiée lorsque ces données sont disponibles. En leur absence, un débit unitaire (valeur de débit *per capita*) est utilisé et multiplié par le nombre total d'habitants raccordés au réseau d'égouts. Dans ce cas précis, une valeur de 830 L/d par personne est utilisée. Cette valeur a été établie par le MENVIQ pour le territoire québécois, à partir des travaux de caractérisation de 320 stations de traitement des eaux usées urbaines (Laurain, 1991). Comme peu de valeurs de débits étaient disponibles pour les municipalités du tronçon à l'étude (ZIP 5 à 10), cette valeur de débit unitaire a été appliquée à la plupart des municipalités.

On peut associer à l'importance des activités humaines dans un bassin urbain le taux d'émission des concentrations résultantes de Zn, Cu et Pb. Pour tenir compte de ce facteur, une distinction est faite entre quatre cas types de municipalités. Les concentrations à l'effluent sont définies en fonction :

- a) des municipalités ne traitant pas leurs eaux usées (population < 25 000 habitants);
- b) des municipalités traitant leurs eaux usées (population < 25 000 habitants);
- c) des municipalités ne traitant pas leurs eaux usées (population > 25 000 habitants);
- d) des municipalités traitant leurs eaux usées (population > 25 000 habitants).

---

<sup>1</sup> Tiré de Asseau-INRS, 1992.

**Tableau 1.1**  
**Valeurs de référence\* pour le calcul des charges municipales en métaux**

<i>Type de rejet municipal</i>	<i>Traitement</i>	<i>Pourcentage du débit (830 L/habitant/d)</i>	<i>Cuivre (mg/L)</i>	<i>Zinc (mg/L)</i>	<i>Plomb (mg/L)</i>
< 25 000 habitants	non	100	0,0200	0,0500	0,0250
< 25 000 habitants	oui	100	0,0100	0,0250	0,0125
> 25 000 habitants, temps sec	non	92	0,0300	0,1000	0,0500
> 25 000 habitants, pluie	non	8	0,1310	0,7800	0,3660
> 25 000 habitants, temps sec	oui	92	0,0150	0,0500	0,0250
> 25 000 habitants, pluie	oui	8	0,1310	0,7800	0,3660
CUM, temps sec	oui	92	0,0150	0,0500	0,0250
CUM, pluie	oui	8	0,1000	0,2500	0,0650

\* Valeurs tirées de Lavallée, 1989.

Dans le premier cas (population de moins de 25 000 habitants et aucun traitement), les événements de rejet sont considérés comme homogènes tout au long de l'année, et les concentrations des trois métaux sont affectées à 100 p. 100 du débit total estimé. Dans le deuxième cas (population de moins de 25 000 habitants et traitement), les événements de rejet sont aussi considérés comme homogènes tout au long de l'année, et on affecte arbitrairement une diminution des charges de 50 p. 100 pour tenir compte de l'effet du traitement. Dans le troisième cas (population de plus de 25 000 habitants et aucun traitement), les événements de rejet sont considérés comme non homogènes puisque les concentrations des contaminants ainsi que les débits varient considérablement en fonction des événements pluviaux. Pour ce faire, des concentrations distinctes sont affectées à un débit par temps de pluie (mélange des eaux de ruissellement fortement chargées de métaux et des eaux par temps sec) et à un débit par temps sec (absence d'eaux de ruissellement). Dans ce cas, le débit par temps sec est établi à 92 p. 100 du débit total, et le débit par temps de pluie, à 8 p. 100 du débit total (Lavallée, 1989). Ceci permet de prendre en considération l'effet de contamination plus grand engendré par les activités humaines associées aux territoires urbains plus densément peuplés. Dans le quatrième cas (population de plus de 25 000 habitants et traitement), les conditions précédentes (troisième cas) s'appliquent, tout en considérant une diminution de 50 p. 100 de la charge de métaux par temps

sec seulement. Pour obtenir une diminution des charges due au traitement, les concentrations de référence sont réduites en conséquence.

Le tableau 1.1 présente les valeurs de référence pour le calcul des charges en métaux (Zn, Cu et Pb) des effluents de municipalités dont la population est de moins ou de plus de 25 000 habitants, avec ou sans traitement des eaux usées.

### Références

- Asseau-INRS (1992). *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. Rapport n° 3, vol. 2.
- Laurain, M. (1991). Renseignements fournis dans une lettre adressée à Asseau le 24 janvier 1991. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement urbain.
- Lavallée, P. (1989). « La gestion des eaux usées en temps de pluie : l'impact sur le milieu récepteur des événements fréquents ». INRS-Eau. Thèse de doctorat.

## 2 Un indicateur de rejets toxiques : L'indice Chimiotox

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

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

### Le modèle Chimiotox

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

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

où  $F_{tox. i}$  : le facteur de pondération toxique du paramètre  $i$ ;  
1 mg/L : une référence arbitraire;  
CPS <sub>$i$</sub>  : le critère de qualité de l'usage de l'eau le plus sensible du paramètre  $i$ .



Le critère de l'usage le plus sensible (CPS) de qualité de l'eau retenu pour le calcul du facteur de pondération toxique ( $F_{tox.}$ ) est déterminé à partir de quatre banques de données qui sont regroupées dans le document intitulé *Critères de qualité de l'eau* (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Les critères contenus dans ces quatre banques ont été établis pour quatre usages de l'eau (voir annexe 5), soit respectivement : l'eau brute, la contamination d'organismes aquatiques (bioaccumulation), la toxicité chronique et la toxicité aiguë de substances toxiques pour la vie aquatique. Ces critères de qualité visent la protection de la santé humaine lors de la consommation d'eau non traitée et d'organismes aquatiques (par exemple le poisson) prélevés directement d'un plan d'eau (eau brute) et la protection de la vie aquatique et de la faune terrestre associée au milieu aquatique.

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

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

$$UC_i = charge_i \times F_{tox.i} \quad (2)$$

où  $UC_i$  : l'unité Chimiotox du paramètre  $i$ ;

$charge_i$  : la quantité du paramètre  $i$  (kg/d);

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

L'objectif d'une telle démarche vise, d'une part, à pondérer l'importance de chaque rejet dans le but de comparer et de compiler les données d'analyses chimiques. D'autre part, les unités Chimiotox individuelles de chaque contaminant sont additionnées pour définir l'indice

Chimiotox (IC). L'intégration des résultats peut se faire par industrie, par groupe de contaminants, par secteur industriel, par secteur géographique ou globalement, selon l'équation 3 :

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

où IC : l'indice Chimiotox d'une industrie;  
 UC<sub>i</sub> : l'unité Chimiotox d'un paramètre;  
 n : le nombre de paramètres.

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

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

où Q<sub>i</sub> : débit d'un effluent *i* (m<sup>3</sup>/d);  
 C<sub>eff. i</sub> : concentration du paramètre *i* (mg/L) dans l'effluent *i*;  
 C<sub>alim.</sub> : concentration du paramètre *i* (mg/L) dans l'eau d'alimentation;  
 n : nombre de jours d'échantillonnage.

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

$$\text{Charge nette moyenne totale} = \sum_j^m \text{charge nette moyenne}_i \quad (5)$$

où m : nombre d'effluents.

Le modèle CHIMIOTOX a été appliqué à l'effluent final des usines. Lorsqu'un établissement avait plus d'un effluent final, la sommation des charges des paramètres de chaque effluent a été effectuée avant l'application du modèle. Les données analytiques utilisées sont celles de la caractérisation effectuée dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent (PASL), qui a débuté en 1988, et l'année 1988 a été choisie comme année de référence, c'est-à-dire que le total des rejets toxiques en 1988 représentait 100 p. 100 des rejets.

Le modèle CHIMIOTOX possède certaines limites inhérentes aux méthodes d'analyse et d'échantillonnage des effluents industriels. D'une part, la toxicité de certaines substances (dioxines, furannes, BPC, etc.), qui peuvent être présentes à des concentrations sous le seuil de détection de la méthode analytique mais à des teneurs dommageables pour le milieu récepteur en raison de leur persistance, n'est pas prise en compte dans le calcul de l'indice. D'autre part, le calcul de l'indice CHIMIOTOX ne tient pas compte de la présence de substances toxiques qui n'ont pas été caractérisées lors de l'échantillonnage de trois jours à cause de variations dans la composition des effluents.

Le tableau 2.1 montre les résultats du Chimiotox pour l'année de référence (rétrospection de 1988) et pour l'année de caractérisation, de même que les prévisions de réduction des substances toxiques rejetées par 49 des 50 établissements industriels visés par le PASL.

### Références

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

**Tableau 2.1**  
**Indice CHIMIOTOX des cinquante usines du PASL et réduction des rejets toxiques (1988-1995)**

<i>N<sup>o</sup></i>	<i>Nom de l'usine</i>	<i>1988</i>	<i>1989</i>	<i>1990</i>	<i>1991</i>	<i>1992</i>	<i>1993</i>	<i>1994</i>	<i>1995</i>	<i>Réduction (1988-1995)</i>
1	Dominion Textile Inc. usine de finition Beauharnois	2 687	1 597	1597	1 597	798	0	0	0	100 %
2	Métallurgie Noranda inc. Affinerie CCR	1 572 533	898 128	65 436	78 595	149 675	149 675	26 800	18 708	99 %
3	Produits Shell Canada Ltée	18 997	18 997	18 997	18 997	4 590	4 590	4 590	4 590	76 %
4	Pétromont, société en commandite	8 202	8 202	8 202	8 202	8 202	1 976	1 257	1 357	83 %
5	Coastal Pétrochimie du Canada	35 233	5 084	5 084	5 084	1 088	640	954	1 280	96 %
6	Petro-Canada	148 921	148 921	148 921	148 921	27 675	27 675	27 675	27 675	81 %
7	Produits chimiques Expro Inc.	10 699	10 656	8 953	7 941	5 735	6 692	6 692	6 692	37 %
8	Zinc Électrolytique du Canada Limitée	6 701	6 701	5 840	5 840	5 840	5 626	5 626	2 600	61 %
9	Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine de Beauharnois	28 368	28 368	28 368	28 368	114	114	114	114	100 %
10	Papiers de sécurité Domtar	1 279	1 279	1 279	1 279	1 279	1 279	1 699	624	51 %
11	Elkem Métal Canada Inc.									Fermée
12	PPG Canada Inc.	10 750	10 750	10 750	11 908	2 637	1 375	1 241	708	93 %
13	Locweld Inc.	47	47	47	16	86	86	86	24	49 %
14	Les Papiers Perkins Ltée	1 324	1 324	1 324	512	512	182	182	125	91 %
15	Monsanto Canada Inc.	35 000	6 111	6 111	6 111	6 111	3 750	3 750	3 750	89 %
16	Héroux inc.	475	475	90	90	90	90	90	90	81 %
17	Pratt & Whitney inc., usines n <sup>os</sup> 1, 2 et 5	38 70	3 870	3 870	1 206	1 206	1 206	741	741	81 %
18	Produits Nacan Limitée	29	29	29	29	76	76	76	76	-162 %
19	Les Alcools de Commerce ltée	62 256	28 052	28 052	13 949	0	0	0	0	100 %
20	Albright & Wilson Amérique Limitée	155 382	154 292	102 855	91 836	4 5918	3 014	3 014	3 014	98 %
21	Produits Nacan ltée	26 733	1 339	1 339	1 339	1 339	664	0	0	100 %
22	KRONOS Canada, Inc.	195 898	195 898	195 898	195 898	192 178	192 178	60 802	11 881	94 %
23	Pétromont inc.	4 174	831	831	831	831	1 070	1 070	1 070	74 %
24	Sidbec-Dosco (Ispat) Inc.	18 124	31 503	31 503	31 503	19 945	13 820	12 661	4 650	74 %
25	Aciers Inoxydables Atlas, division de Sammi-Atlas Inc.	126 565	126 565	126 565	126 565	126 565	126 565	12 826	12 826	90 %

<i>N°</i>	<i>Nom de l'usine</i>	<i>1988</i>	<i>1989</i>	<i>1990</i>	<i>1991</i>	<i>1992</i>	<i>1993</i>	<i>1994</i>	<i>1995</i>	<i>Réduction (1988-1995)</i>
26	Les Industries de Préservation du Bois Ltée	12	12	12	12	12	12	12	12	0 %
27	Tioxide Canada Inc.	195 617	195617	195 617	122 261	97 809	24 732	741	741	100 %
28	QIT-Fer et Titane inc.	667 668	534134	534 134	534 134	534 134	534 134	6 565	7 522	99 %
29	ICI Canada inc. produits forestiers	4 807	4424	5 107	3 697	2 946	1 937	1 937	1 700	65 %
30	Tripap inc.	195 122	195122	195 122	163 625	0	0	0	527	100 %
31	Corporation Stone-Consolidated, division Wayagamack	86 311	86311	86 311	86 311	86 311	86 311	150 176	22 787	74 %
32	Kruger inc. Trois-Rivières, division du papier journal et du papier couché	153 703	153703	153 703	153 703	153 703	18 977	18 977	1 546	99 %
33	Aluminerie de Bécancour Inc.	287	147	206	206	137	187	137	127	56 %
34	Société d'Aluminium Reynolds du Canada	10 172	1 037	1 037	3 605	3 605	3 605	1 293	1 093	89 %
35	Produits forestiers Alliances inc.	34 533	24 174	24 174	23 779	23 779	23 779	23 779	4 773	86 %
36	Daishowa Inc.	360 394	360 394	360 394	360 394	360 394	360 394	279 345	15 655	96 %
37	Ultramar Canada Inc.	11 362	9 497	9 497	9 497	9 497	6 036	6 536	6 536	42 %
38	Abitibi-Price Inc., papeterie Beaupré	21 085	21 085	14 344	14 344	14 344	14 344	14 344	7 292	65 %
39	Produits Forestiers Donohue Inc.	48 081	48 081	48 081	48 081	48 081	48 081	48 081	2 221	95 %
40	F.F. Soucy Inc.	13 638	13 638	13 638	13 638	13 638	13 638	13 638	72	99 %
41	Corporation QUNO	51 725	51 725	51 725	51 725	51 725	51 725	51 725	657	99 %
42	Société canadienne de métaux Reynolds Ltée	439 687	439 687	439 687	439 687	1 637	1 637	1 637	1 637	100 %
43	Cascades Jonquière inc.	99 983	70 056	70 056	24 358	24 358	24 358	4 408	18	100 %
44	Corporation Stone-Consolidated, division Port-Alfred	119 980	119 980	119 980	119 980	119 980	119 980	119 980	2 022	98 %
45	Abitibi-Price Inc., unité d'affaires d'Alma	70 914	70 914	70 914	70 914	70 914	70 914	70 914	1 234	98 %
46	Abitibi-Price Inc., unité d'affaires de Kénogami	21 732	21 732	21 732	21 732	21 732	21 732	21 732	111	99 %
47	Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine Isle-Maligne	4 172	4 172	4 172	4 172	4 172	584	1 064	1 020	76 %
48	Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine de Jonquière	122 899	115 587	115 587	53 979	45 657	45 657	45 657	45 657	63 %

<i>N°</i>	<i>Nom de l'usine</i>	<i>1988</i>	<i>1989</i>	<i>1990</i>	<i>1991</i>	<i>1992</i>	<i>1993</i>	<i>1994</i>	<i>1995</i>	<i>Réduction (1988-1995)</i>
49	Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine de Grande-Baie	59	59	59	59	59	59	59	59	0 %
50	Les Services T.M.G. inc., mine Niobec	1 920	1 920	1 920	1 920	1 920	1 920	1 602	1 545	20 %
TOTAL		5 210 110	4 232 227 19 %	3 339 150 36 %	3 109 862 40%	2 290 466 56%	2 014 823 61 %	1 056 286 80 %	241 184 95 %	95 %

### 3 Le Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)

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

#### **Le modèle BEEP**

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

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

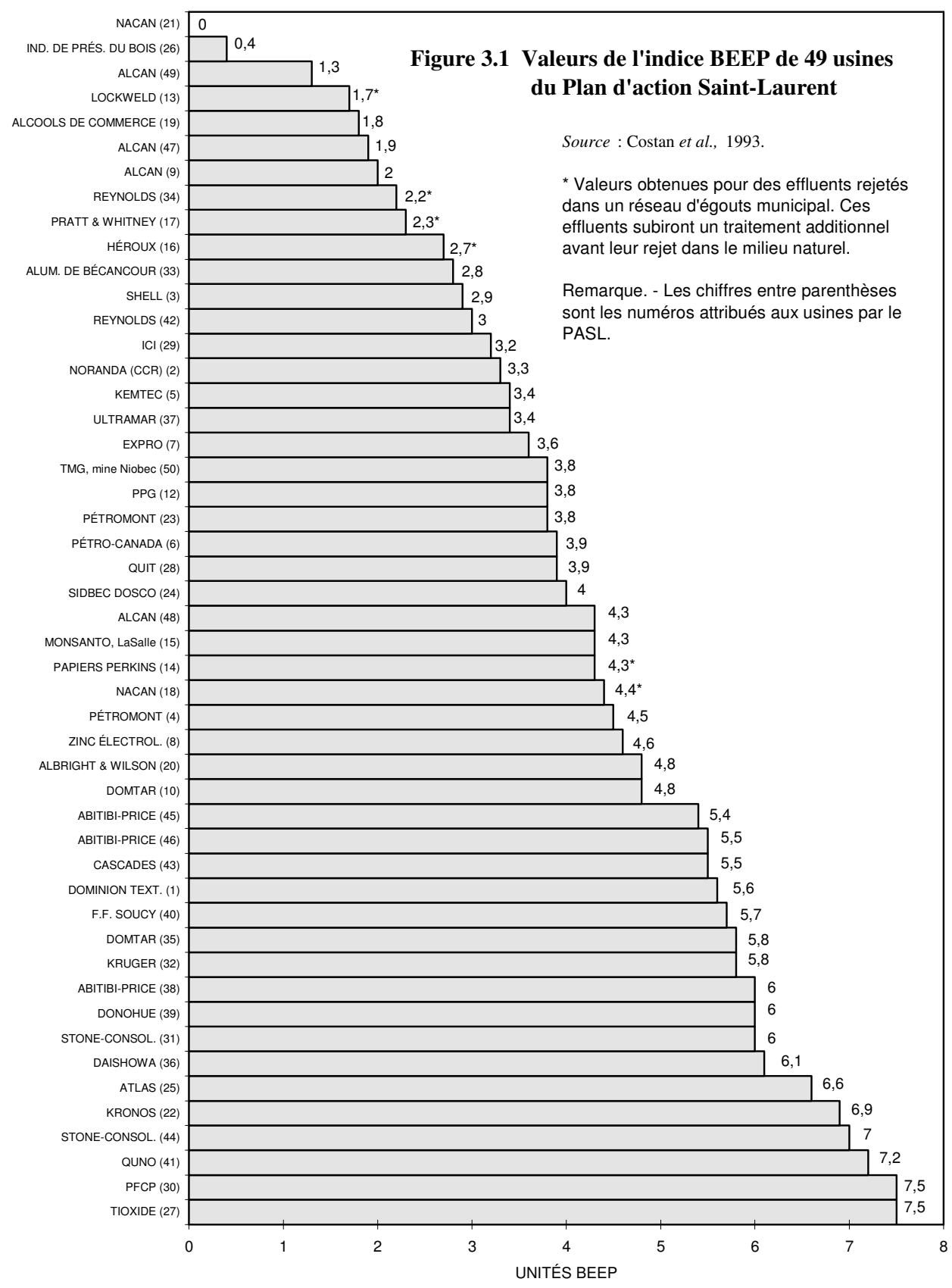
où

- P : valeur numérique de l'indice BEEP;
- n : nombre de bioessais affichant des réponses (géo)toxiques positives;
- N : nombre maximal de réponses (géo)toxiques possibles;
- T<sub>i</sub> : unités toxiques (UT) résultant d'un bioessai effectué **avant** ou **après** le test de biodégradation pratiqué sur l'échantillon de l'effluent;
- Q : débit de l'effluent (m<sup>3</sup>/h).

L'indice BEEP est exprimé par une valeur numérique sur une échelle logarithmique. La structure de cette échelle est simple et suffisamment flexible pour permettre l'ajout ou le retrait éventuel de certains bioessais. Bien qu'en théorie les valeurs de l'indice BEEP varient entre zéro et l'infini, l'indice BEEP ne dépasse pas 10 en pratique à cause de la progression logarithmique des valeurs ( $\log_{10} 10^{10} = 10$ ). Par conséquent, l'augmentation d'une unité de l'indice BEEP se traduit par une augmentation de la charge toxique par un facteur de 10. Les valeurs de l'indice BEEP pour les 49 usines (Elkem Métal Canada inc. ayant fermé ses portes depuis février 1991) du Plan d'action Saint-Laurent sont présentées à la figure 3.1.

Le BEEP permet de comparer la toxicité potentielle des effluents finaux appartenant à huit secteurs industriels bien précis (pâtes et papiers, raffineries de pétrole, chimie inorganique, chimie organique, mines, métallurgie, traitement de surface et textiles). Le secteur des pâtes et papiers se démarque nettement par son fort potentiel de toxicité et par un débit de rejet très élevé. Les indices BEEP des papetières se situent entre 4,4 et 7,5. Dans la plupart de ces effluents, les contaminants sont persistants et affectent la majorité des organismes-cibles utilisés (bactéries, algues, crustacés) à différents degrés de toxicité (effet létal, subléta aigu, subléta chronique).





Finalement, il y a lieu de noter certaines limites d'interprétation du BEEP. Bien que les indices soient calculés à partir d'un certain nombre de tests écotoxicologiques connus sans toutefois être exhaustifs, les réponses (géo)toxiques auraient pu être différentes si on avait appliqué d'autres types de bioessais. La valeur de l'indice BEEP pour une usine n'intègre pas la variabilité dans la composition chimique et dans le débit des effluents puisque les bioessais sont pratiqués sur un échantillon quotidien avec prélèvement aux deux heures.

### **Références**

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.-F. Férard (1993). « Potential ecotoxic effects probe (PEEP) : A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents », *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 8 (1).

## 4 Description des stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois

La Direction générale des eaux intérieures (DGEI) d'Environnement Canada a exploité dans le secteur d'étude sept stations d'échantillonnage. Entre 1972 et 1992, elle a exploité sur une base régulière la station 9007, située à l'entrée du canal de Beauharnois (ZIP 4), et de 1972 à 1985, une station à la sortie du canal de Beauharnois (9029). Dans la ZIP 3, elle a exploité entre 1972 et 1983 une seule station à la sortie de l'ancien lit du fleuve (9030), et durant l'année 1983, quatre stations situées à l'entrée de cette ZIP (stations 9042, 9043, 9044 et 9045). La localisation de ces stations et les périodes d'échantillonnage sont présentées au tableau 3.1.

**Tableau 4.1**  
**Stations NAQUADAT localisées dans le secteur d'étude**  
**Valleyfield-Beauharnois (ZIP 3 et 4)**

<i>Station d'échantillonnage</i>	<i>Période d'échantillonnage</i>	<i>Localisation des stations</i>
QU02MC9042	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, à la prise d'eau de Valleyfield, à 45° 15 33,012 de latitude N. et 74° 07 49,008 de longitude O.
QU02MC9043	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, au pont de la route 201 entre l'île Aloigny et Valleyfield, à 45° 16 12,000 de latitude N. et 74° 10 05,000 de longitude O.
QU02MC9044	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, au pont de la route 201 entre l'île d'Aloigny et Valleyfield, à 45° 16 19,992 de latitude N. et 74° 10 48,000 de longitude O.
QU02MC9045	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, au pont de la route 201 entre Coteau-Landing et l'île Léonard, à 45° 16 24,996 de latitude N. et 74° 11 21,000 de longitude O.
QU02MC9007	04/01/72 au 12/06/89	Fleuve Saint-Laurent, canal de Beauharnois à Valleyfield, au pont de la route 132, au centre de la voie navigable, à 45° 13 30,000 de latitude N. et 74° 06 54,000 de longitude O.
QU02MC9029	29/05/72 au 12/02/85	Fleuve Saint-Laurent, au centre du barrage de Beauharnois, sur la route 132, en aval du barrage sur la deuxième voie, à 45° 18 29,016 de latitude N. et 73° 54 29,016 de longitude O.
QU02MC9030	29/05/72 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, au déversoir du barrage de Pointe-des-Cascades, à Melocheville, à 45° 19 28,992 de latitude N. et 73° 56 30,012 de longitude O.

Source : NAQUADAT.

## 5 Critères de qualité pour divers usages de l'eau

Pour déterminer la qualité de l'eau du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois, les résultats ont été comparés aux critères de qualité des différents usages de l'eau élaborés par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) du Québec (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Ces critères de qualité ont été retenus de préférence à ceux du CCME (1987) pour les raisons suivantes :

- les critères du MEF sont, dans bien des cas, ceux du CCME;
- les critères du MEF reposent, à chaque fois que cela est possible, sur des considérations environnementales et non sur des facteurs comme la limite de détection ou des facteurs socio-économiques parfois introduits par Santé et Bien-être Canada ou par l'U.S. Food and Drug Administration;
- l'existence d'un critère spécifique pour la contamination des organismes aquatiques qui vise la protection de la santé humaine;
- le vaste choix de paramètres qu'offre le MEF et leur constante mise à jour ainsi que l'ajout continu de nouveaux paramètres;
- le souci d'uniformité avec les travaux d'interprétation de la qualité de l'eau des tributaires du Saint-Laurent actuellement en voie de réalisation à la Direction des écosystèmes aquatiques du MEF.

Le tableau 5.1 contient les critères relatifs à l'eau douce qui s'appliquent aux éléments et aux substances chimiques prioritaires à l'étude pour différents usages. Ces usages peuvent être résumés comme suit (MENVIQ, 1990, rév. 1992) :

**Eau brute** : Un objectif pour l'eau brute est la concentration aqueuse d'un produit à ne pas dépasser dans le milieu pour préserver à long terme les usages (alimentation en eau et consommation d'organismes aquatiques) reliés à la santé humaine et pour maintenir la qualité esthétique de l'eau à un niveau acceptable pour les usages domestiques.

**Contamination d'organismes aquatiques** : Ce critère correspond à la concentration aqueuse d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans qu'ils bioaccumulent le polluant jusqu'à des niveaux nuisibles à la santé humaine.

**Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique)** : Ce critère correspond à la concentration aqueuse d'une substance à laquelle les organismes et leur progéniture peuvent être exposés indéfiniment sans subir d'effets néfastes.

**Activités récréatives (contact primaire) :** Ce critère vise à protéger les activités récréatives où tout le corps est régulièrement en contact avec l'eau, notamment la baignade.

**Tableau 5.1**  
**Liste des contaminants et critères de qualité pour divers usages de l'eau**

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Activités récréatives (contact primaire) (c.f./100 mL)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
<b>Paramètres conventionnels</b>				
Azote ammoniacal		Varie avec la température et le pH		0,5
Chlorures		230,0		< 250,0
Fluorures		0,2		1,0
Nitrites		≤ 0,02		1,0
Nitrates		≤ 40,0		10,0
Nitrites-nitrates				10,0
pH		entre 6,5 et 9,0		entre 6,5 et 8,5
Phosphore		0,03 (rivières) 0,02 (milieux lacustres)	0,03 (rivières) 0,02 (milieux lacustres)	
Sulfates				< 150,0
Sulfures (H <sub>2</sub> S)		0,002		< 0,05
Turbidité				1,0 UNT
<b>Métaux</b>				
Aluminium		0,087		0,2
Arsenic	1,4E-04	0,05		2,2E-06
Cadmium		$e^{[0,7852 (\ln \text{dureté}) - 3,49]} / 1000$		0,005
Chrome		0,002		0,05
Cuivre		$0,2 e^{[0,8545 (\ln \text{dureté}) - 1,465]} / 1000$		< 1,0
Fer		0,3		0,3
Manganèse				< 0,05
Mercuré	1,5E-04	6,00E-06		1,44E-04
Nickel	4,6	$e^{[0,8460 (\ln \text{dureté}) + 1,1645]} / 1000$		0,0134
Plomb		$e^{[1,273 (\ln \text{dureté}) - 4,705]} / 1000$		0,05
Sélénium		0,005		0,01
Zinc		$e^{[0,8473 (\ln \text{dureté}) + 0,7614]} / 1000$		< 5,0
<b>Substances organiques toxiques</b>				
Acénaphthylène				
Acénaphthène		0,003		0,02
Aldrine	1,4E-07			7,4E-08
Anthracène	110,0			0,05

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Activités récréatives (contact primaire) (c.f./100 mL)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Benzo (a) anthracène	3,1E-05			2,8E-06
Dibenzo (a,h) anthracène	3,1E-05			2,8E-06
Atrazine		0,002		0,06
Benzène	0,071	0,06		6,6E-04
Hexachlorobenzène (HCB)	7,7E-07	6,5E-06		7,2E-07
BPC totaux	4,5E-08	1,0E-06		7,9E-08
Hexachlorobutadiène	0,05	1,00E-04		4,5E-04
Chlordane	5,9E-07	6,0E-06		4,6E-07
Chrysène	3,1E-05			2,8E-06
Hexachlorocyclohexanes (a-BHC)	1,3E-05	1,00E-05		9,20E-06
Hexachlorocyclohexanes (γ-BHC)	6,3E-05	1,00E-05		1,86E-05
Hexachlorocyclopentadiène	17,0	4,5E-04		0,001
DDT et métabolites	5,9E-07	1,00E-06		2,40E-08
Diazinon		3,00E-06		0,02
Dieldrine	1,4E-07	1,9E-06		7,1E-08
Endosulfan	0,002	2,00E-05		0,074
Endrine	8,4E-04	2,3E-06		2,0E-04
Dichloro-1,1 éthylène	0,0032	0,07 (P)		3,3E-05
Dichloro-1,2 éthylène				0,07
Trichloroéthylène	0,081	0,094		2,7E-03
Tétrachloroéthylène	8,85E-03	0,26		8,0E-04
Fluoranthène	0,37	1,0E-04 (P)		0,042
Benzo (b) fluoranthène	3,1E-05			2,8E-06
Benzo (k) fluoranthène	3,1E-05			2,8E-06
Fluorène	14,0			0,05
Gaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Dichlorogaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Trichlorogaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Tétrachlorogaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Indène				
Trichlorométhane (chloroforme)	0,47	0,08 (P)		1,9E-04
Tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone)	0,0044			4,0E-04
Mirex		1,00E-06		4,00E-05
Naphtalène		0,029		0,01
Chloro-2 naphtalène				0,01
Méthyl-1 naphtalène				
Méthyl-2 naphtalène				
Tétrahydro-1,2,3,4 naphtalène				
Phénanthrène				0,05

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Activités récréatives (contact primaire) (c.f./100 mL)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Benzo ( <i>ghi</i> ) pérylène				
Phénol	4 600	Voir substances phénol. tot.		0,3
Trichloro-2,4,6 phénol	0,0065	0,018		0,0012
Pentachlorophénol	0,0082	$e^{[1,005(\text{pH}) - 5,290]} / 1000$		0,03
Substances phénoliques tot.		0,005		0,002
Dibutyl-phtalate (DBP)	12,0	0,004		34,0
Diéthyl-phtalate	12,0	0,0002		350,0
Di(2-éthyl-hexyl)phtalate	0,0059	0,0006		15,0
Diocetyl-phtalate		0,0002		0,05
		(critère des phtalates)		
Pyrène	11,0			0,05
Benzo ( <i>a</i> ) pyrène	3,1E-05			2,8E-06
Indéno (1,2,3- <i>cd</i> ) pyrène	3,1E-05			2,8E-06
<b>Liste complémentaire</b>				
Monochlorobenzène	21,0	0,071		0,003
Dichloro-1,2 benzène	17,0	0,007		0,0003
Dichloro-1,4 benzène	2,6	0,004		0,0001
Trichloro-1,2,4 benzène	0,022	0,0005		
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène		0,0001		
Pentachlorobenzène	0,085	3,0E-05		0,074
Césium-137				5,0 Bq/L
Heptachlore	2,1E-07	1,0E-05		2,8E-07
Méthoxychlore		3,00E-05		0,9
Tétrachloro-2,3,7,8 dibenzoparadioxine	1,40E-11			1,3E-11
Acide dichloro-2,4 phénoxyacétique		0,004		0,1
HAP totaux (voir liste des HAP de l'annexe 5 dans MENVIQ, 1990, rév. 1992)	3,1E-05			2,8E-06
Iode-131				1,0 Bq/L
Phtalates (esters de)		2,00E-04		
Radium-226				0,1 Bq/L
Strontium-90				1,0 Bq/L
Tritium				4000 Bq/L
<b>Bactéries</b>				
Coliformes fécaux			200	1000 c.f. par 100 mL

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

Légende. – (P) : critère provisoire.

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

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

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

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

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

- le critère d'eau brute impose des valeurs plus faibles que la norme d'eau potable dans le cas des contaminants dits « bioaccumulables » que les organismes aquatiques peuvent bioaccumuler dans leur chair; dans ce cas, le critère (eau et organismes) ne peut pas avoir la même valeur numérique que la norme relative à l'eau potable, puisqu'il inclut dans son calcul les quantités de poissons ingérés et le facteur de bioaccumulation;
- le critère d'eau brute peut avoir la même valeur numérique que la norme dans le cas des contaminants dits « non bioaccumulables », le potentiel de contamination des organismes aquatiques devenant négligeable; dans ce cas, une personne n'est en contact avec le contaminant présent dans l'eau que lorsqu'elle boit cette eau.



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

- la valeur mesurée dans le plan d'eau est plus faible que le critère et la norme pour un contaminant. On peut conclure qu'une personne buvant l'eau puisée de ce plan d'eau et consommant des organismes aquatiques qui y sont pêchés sera protégée. Ce plan d'eau pourrait servir comme source d'alimentation en eau potable, et aucun traitement ne serait requis;
- la valeur mesurée dans le plan d'eau dépasse le critère d'eau brute mais est inférieure à la norme. On présume ici qu'une personne peut boire cette eau en toute sécurité, mais qu'elle doit restreindre sa consommation d'organismes aquatiques provenant de ce plan d'eau.

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

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

### **Références**

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

## 6 Statistiques de base pour les stations NAQUADAT

### Station 9007

<i>Paramètres</i>	<i>Année d'opération</i>	<i>Effectif</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min. (mg/L)</i>	<i>Teneur max. (mg/L)</i>	<i>Teneur méd. (mg/L)</i>	<i>Teneur moy. (mg/L)</i>	<i>Écart type (mg/L)</i>
Alpha-BHC	1985-1989	20	79	< 0,4	3,1	1,8	1,7	0,99
Aluminium	1988-1990	15	100	0,023	0,161	0,046	0,060	0,038
Arsenic	1985-1986	9	100	0,0005	0,0009	0,0006	0,0006	0,0001
Cadmium	1986-1990	24	20,9	< 0,0001	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures	1985-1992	32	100	19,8	24,1	22,0	22,1	1,1
Chrome	1986-1990	19	94,4	< 0,0002	0,0016	0,0007	0,0008	0,0004
Cuivre	1985-1990	29	100	0,0005	0,0020	0,0010	0,0011	0,0003
Fer	1985-1990	29	100	0,019	0,306	0,068	0,092	0,074
MES	1985-1992	31	97	< 1	7	2	2,4	1,4
Manganèse	1986-1990	24	100	0,0020	0,0104	0,0050	0,0049	0,0021
Nickel	1986-1990	24	91,7	< 0,0002	0,0020	0,0010	0,0010	0,0004
Nitrites-nitrates	1985-1992	32	100	0,09	0,43	0,21	0,23	0,08
Phosphore	1985-1992	20	100	0,008	0,031	0,014	0,014	0,005
Plomb	1986-1990	24	16,7	< 0,0002	0,0034	0,0002	0,0004	0,0007
Sélénium	1985-1987	9	100	0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité	1985-1992	32	100	0,4	3,8	1,4	1,5	0,8
Zinc	1985-1990	29	100	0,0008	0,1150	0,0022	0,0074	0,0216
Gamma-BHC	1985-1989	23	42,5	< 0,4	1,03	0,2	0,43	0,29
pH	1985-1992	42	100	7,2	8,6	8,3	8,2	0,3

### Station 9029

<i>Paramètres</i>	<i>Année d'opération</i>	<i>Effectif</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min. (mg/L)</i>	<i>Teneur max. (mg/L)</i>	<i>Teneur méd. (mg/L)</i>	<i>Teneur moy. (mg/L)</i>	<i>Écart type (mg/L)</i>
Chlorures	1991-1992	4	100	19,8	22,2	21,4	21,2	1,1
MES	1991-1992	4	100	3,0	6,3	3,5	4,1	1,5
Nitrites-nitrates	1991-1992	4	100	0,14	0,26	0,22	0,21	0,06
pH	1991-1992	4	100	8,2	8,4	8,3	8,3	0,1
Phosphore	1991-1992	4	100	0,010	0,019	0,015	0,015	0,005
Turbidité	1991-1992	4	100	1,6	3,7	2,0	2,3	0,9

**Station 9030**

<i>Paramètres</i>	<i>Année d'opération</i>	<i>Effectif</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min. (mg/L)</i>	<i>Teneur max. (mg/L)</i>	<i>Teneur méd. (mg/L)</i>	<i>Teneur moy. (mg/L)</i>	<i>Écart type (mg/L)</i>
Chlorures	1991-1992	3	100	20,8	22,6	21,6	21,7	0,9
MES	1991-1992	3	100	1,0	4,2	1,4	2,2	1,7
Nitrites-nitrates	1991-1992	3	100	0,13	0,28	0,18	0,20	0,08
pH	1991-1992	3	100	8,3	8,5	8,4	8,4	0,1
Phosphore	1991-1992	3	100	0,012	0,015	0,014	0,014	0,002
Turbidité	1991-1992	3	100	0,7	2,6	0,8	1,4	1,1

**Station 9045**

<i>Paramètres</i>	<i>Année d'opération</i>	<i>Effectif</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min. (mg/L)</i>	<i>Teneur max. (mg/L)</i>	<i>Teneur méd. (mg/L)</i>	<i>Teneur moy. (mg/L)</i>	<i>Écart type (mg/L)</i>
Chlorures	1991-1992	4	100	20,3	22,7	21,1	21,3	1,1
MES	1991-1992	4	100	1,2	5,2	3,1	3,1	1,8
Nitrites-nitrates	1991-1992	4	100	0,05	0,26	0,20	0,18	0,10
pH	1991-1992	4	100	8,2	8,7	8,3	8,4	0,2
Phosphore	1991-1992	4	100	0,010	0,020	0,016	0,016	0,004
Turbidité	1991-1992	4	100	0,6	5,2	1,5	2,2	2,1

**Coliformes fécaux**

<i>Station n°</i>	<i>Année d'opération</i>	<i>Effectif</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min. (mg/L)</i>	<i>Teneur max. (mg/L)</i>	<i>Teneur méd. (mg/L)</i>	<i>Teneur moy. (mg/L)</i>	<i>Écart type (mg/L)</i>
115	1991-1993	9		0	340	38	68	99

**Nombre de coliformes fécaux observés aux stations fédérales**

<i>Station n°</i>	<i>Année d'opération</i>	<i>Coliformes fécaux (c.f./mL)</i>		
		<i>Printemps</i>	<i>Été</i>	<i>Automne</i>
9029	1991	5	6	
	1992	14	86	
9030	1991	5	8	
	1992	2	134	
9045	1991	11	240	
	1992	10	40	