

Direction du suivi de l'état de l'environnement

**Le bassin de la rivière Saint-Maurice : évaluation de la qualité de l'eau
à l'aide de mousses aquatiques et de cellules à dialyse, 1996**

par

David Berryman

André Nadeau

Christian DeBlois

Ministère de l'Environnement
Gouvernement du Québec
Octobre 2002

Cette étude a été réalisée dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent Vision 2000

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2002

Envirodoq : ENV/2002/0292
EA/2002-03

LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE : ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU À L'AIDE DE MOUSSES AQUATIQUES ET DE CELLULES À DIALYSE, 1996

Berryman, D., A. Nadeau et C. DeBlois. 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : évaluation de la qualité de l'eau à l'aide de mousses aquatiques et de cellules à dialyse, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2002/0292, rapport n° EA-2002-03, 60 p., 8 annexes.

RÉSUMÉ

Des cellules à dialyse remplies d'hexane et des mousses aquatiques (*Fontinalis dalecarlica*) ont été placées dans le Saint-Maurice et un de ses tributaires, la rivière Shawinigan, pour y examiner les apports de substances toxiques. Ces traceurs ont été placés en amont et en aval de La Tuque, de Grand-Mère, de Shawinigan et de Trois-Rivières. Relevés après une certaine période de temps, ils ont été analysés en laboratoire pour déterminer les concentrations de contaminants qu'ils ont accumulés durant leur séjour dans les deux cours d'eau à l'étude. Les mousses aquatiques ont été analysées pour les métaux, les BPC, les dioxines et furannes, alors que les cellules à dialyse ont été dosées pour les HAP, les phtalates et autres composés organiques semi-volatils ainsi que les acides gras et résiniques.

Les résultats démontrent que l'agglomération de Shawinigan est une source importante de contaminants pour le Saint-Maurice et la rivière Shawinigan. Près du banc de chaux situé sur la rive du Saint-Maurice, on observe des hausses des teneurs de cinq métaux dont le cuivre, le plomb et, surtout, le mercure. Pour ce dernier, les teneurs sont 38 fois plus élevées qu'en amont de la ville. On observe aussi des hausses marquées de dioxines et furannes (15 fois plus élevées qu'en amont), de HAP (2 à 61 fois plus élevées selon la substance), de deux phtalates et de cinq autres composés organiques semi-volatils, dont trois formes de dichlorobenzène. L'agglomération de Shawinigan est également une source de contaminants pour la rivière Shawinigan. Dans cette dernière, en plus des substances déjà mentionnées pour le Saint-Maurice, il y a des hausses marquées de teneurs en BPC. La rivière Shawinigan est elle-même une source de contaminants pour le Saint-Maurice. Pour les BPC, par exemple, les teneurs à l'embouchure de la rivière Shawinigan sont trois fois plus élevées que dans le Saint-Maurice en amont de La Tuque.

Les régions de La Tuque et de Trois-Rivières sont aussi des sources confirmées d'un certain nombre de contaminants. La Tuque est une source de BPC, de quelques HAP et d'un acide résinique. Trois-Rivières s'avère être une source de dioxines et furannes, de deux HAP, de deux phtalates et, peut-être, de BPC.

Par rapport aux autres cours d'eau du Québec où les mêmes techniques ont été employées, on constate que les teneurs dans le Saint-Maurice, en face du parc urbain de Shawinigan, sont élevées pour les dioxines et furannes, deux HAP (l'acénaphthylène et l'anthracène) et le 1,2-dichlorobenzène. Au même endroit, les teneurs en mercure dans les mousses aquatiques sont extrêmement élevées, sans commune mesure avec ce qui a été mesuré partout ailleurs avec la même technique. Pour ce qui

est des BPC, c'est plutôt à l'embouchure de la rivière Shawinigan que les teneurs sont élevées comparativement aux autres cours d'eau. Que l'on considère le nombre, la nature ou les concentrations des substances qui y sont détectées, on constate que Shawinigan demeure une source évidente de contaminants pour le Saint-Maurice et la rivière Shawinigan.

Mots clés : qualité de l'eau, suivi, surveillance, substances toxiques, traceurs de substances toxiques, mousses aquatiques, cellules à dialyse, métaux, mercure, BPC, dioxines et furannes, HAP, phtalates, composés organiques semi-volatils, acides gras et résiniques, Québec, rivière Saint-Maurice.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	3
Table des matières	4
Liste des tableaux	5
Liste des figures	5
Liste des annexes	6
INTRODUCTION	7
MÉTHODES	8
Emplacement des stations de mesure.....	8
Échantillonnage.....	12
Analyses chimiques	14
Traitement des données	15
RÉSULTATS	15
Métaux	16
Biphényles polychlorés (BPC)	23
Dioxines et furannes chlorés	27
Hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	31
Phtalates	35
Autres composés organiques semi-volatils (COSV)	36
Acides gras et résiniques	41
SYNTHÈSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION	43
COMPARAISON AUX AUTRES COURS D'EAU, CONCLUSION ET SUITES À DONNER	54
REMERCIEMENTS	55

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	55
--	----

ANNEXES

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Sources réelles et potentielles de substances toxiques dans la zone d'étude en 1996	9
Tableau 2	Localisation des stations d'échantillonnage	12
Tableau 3	Nombre d'échantillons relevés et analysés à chacune des stations de mesure et pour chaque catégorie de substances	15
Tableau 4	Moyennes et erreurs types (entre parenthèses) des concentrations (pg/g) de dioxines et de furannes dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan	29
Tableau 5	Liste des substances présentant une hausse de concentration à chacun des sites à l'étude dans le bassin du Saint-Maurice	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage, des lieux d'élimination des déchets dangereux et des rejets industriels dans le bassin de la rivière Saint-Maurice	11
Figure 2	Schéma du dispositif employé pour l'exposition des cellules à dialyse en rivière.....	13
Figure 3	Moyennes et erreurs type des concentrations de métaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan.....	17
Figure 4	Concentrations (mg/kg) de métaux mesurés dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec, gamme des concentrations moyennes par station	20
Figure 5	Moyennes et erreurs type des concentrations de BPC totaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan ...	24
Figure 6	Moyennes minimum et maximum des concentrations (pg/g) de BPC dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec	25

Figure 7	Proportion de BPC sous forme de tri-, tétra-, penta- et hex achlorobiphényles dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan	28
Figure 8	Moyennes et erreurs type de concentrations de dioxines et furannes totaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan	28
Figure 9	Concentrations (pg/g) de dioxines et furannes dans les mousses aquatiques placées dans six cours du Québec, maximum, minimum, et moyenne des mesures à chaque station	30
Figure 10	Moyennes et erreurs type des concentrations de HAP dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan.....	33
Figure 11	Moyennes et erreurs type des concentrations de phtalates dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan.....	37
Figure 12	Moyennes et erreurs type des concentrations de composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan	38
Figure 13	Moyennes et erreurs type des concentrations des acides gras dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan	42
Figure 14	Moyennes et erreurs type des concentrations des acides gras dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan	43
Figure 15	Nombre de substances toxiques présentant des hausses significatives de concentration à chacun des sites à l'étude	49
Figure 16	Nombre de substances toxiques détectées dans les cellules à dialyse placées dans cinq cours d'eau du Québec	55

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Liste des substances toxiques analysées dans les mousses aquatiques et leur limite de détection
Annexe 2	Liste des substances toxiques analysées dans les cellules et leurs limites de détection

- Annexe 3 Sommaire des méthodes d'analyse chimique
- Annexe 4 Traitement statistique des données
- Annexe 5 Résultats de l'analyse de variance des concentrations de substances toxiques à différentes stations de mesure dans le bassin du Saint-Maurice
- Annexe 6 Probabilité associée à la valeur de F du test de comparaison à posteriori Fisher LSD entre l'amont et l'aval des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Saint-Maurice
- Annexe 7 Diagramme de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan
- Annexe 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

INTRODUCTION

Le ministère de l'Environnement du Québec a pour mission « d'assurer, dans une perspective de développement durable, la protection de l'environnement ». Il a le mandat d'élaborer et de mettre en œuvre des politiques visant notamment « la prévention, la réduction et l'élimination de la contamination de l'eau, de l'air et du sol » (MEF, 1998). L'élaboration de ces politiques exige une certaine connaissance de l'état de l'environnement afin de cibler efficacement les actions du Ministère et d'évaluer leurs effets.

L'étude de la contamination des eaux du Saint-Maurice par les substances toxiques s'inscrit dans cette perspective. L'objectif de la présente étude est de dresser un portrait de la contamination des eaux du Saint-Maurice par un certain nombre de substances toxiques et, plus particulièrement, de vérifier l'importance de certains sites comme sources de ces substances.

L'analyse des substances toxiques dans l'eau comporte toutefois une difficulté majeure : ces substances se retrouvent souvent à des concentrations inférieures aux limites de détection imposées par les méthodes usuelles d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire, tout en étant suffisantes pour porter atteinte aux organismes vivants et limiter les usages de l'eau. La solution pour le suivi de ces substances est de remplacer les mesures dans l'eau par des mesures dans un « traceur », c'est-à-dire un organisme ou un dispositif capable de concentrer les substances toxiques jusqu'à des niveaux facilement mesurables. Les sédiments et certains organismes vivants, tels que les poissons et les mollusques, sont des traceurs d'usage courant. Dans cette étude, deux types de traceurs ont été utilisés : des mousses aquatiques pour le suivi des métaux, des BPC, des dioxines et furannes chlorés, et des cellules à dialyse pour la mesure des acides gras et résiniques et des composés organiques semi-volatils.

Les méthodes employées, tant sur le terrain qu'en laboratoire, permettent de mesurer de très faibles concentrations de substances toxiques. À titre d'exemple, les dioxines et furannes sont analysés dans les mousses aquatiques à l'aide d'une méthode en ultra-traces, dont la limite de détection est de l'ordre du picogramme par gramme (pg/g), soit une partie par 1 000 000 000 000. Les cellules à dialyse, pour leur part, ont permis, notamment, de détecter la présence de 17 toxiques organiques dans la rivière Chaudière, alors que les échantillons d'eau prélevés aux mêmes endroits n'en ont détecté qu'un seul (Berryman et Nadeau, 1998a). On comprend donc que le simple fait de détecter quelques toxiques dans les mousses aquatiques ou les cellules à dialyse placées dans une rivière ne signifie pas qu'il existe là un problème environnemental. C'est plutôt par le nombre de substances détectées, leur nature et les concentrations en cause que ces traceurs permettent d'évaluer, de façon qualitative, le degré de contamination d'un tronçon de cours d'eau.

MÉTHODES

Emplacement des stations de mesure

L'emplacement des stations de mesure a été établi en fonction des sources probables de toxiques dans le bassin versant du Saint-Maurice. Les effluents liquides provenant des industries, les rejets domestiques, le ruissellement urbain, le lixiviat qui s'écoule des sites de déchets dangereux ou des sols contaminés, les apports diffus d'origine agricole (métaux et pesticides) et les retombées de polluants atmosphériques sont autant de sources potentielles susceptibles de contaminer les eaux de surface.

La méthode des traceurs se prête peu à la détermination des sources de polluants agricoles et atmosphériques compte tenu du caractère diffus de ce type de rejets. Les entreprises susceptibles de rejeter des substances toxiques et les sites où se trouvent des déchets dangereux dans le bassin du Saint-Maurice sont énumérés au tableau 1 et localisés à la figure 1.

Compte tenu de la localisation des sources de toxiques, les stations de mesure des substances toxiques ont été placées dans le Saint-Maurice en amont et en aval des rejets de La Tuque, de Grand-Mère et de Shawinigan. Il y a également une station à Saint-Étienne-des-Grès, une en amont de Trois-Rivières et une autre à Trois-Rivières même, à 3,5 km de l'embouchure du Saint-Maurice (figure 1 et tableau 2). Cette dernière station ne mesure pas tous les effets de la ville de Trois-Rivières, dont la plupart des rejets sont évacués dans le Saint-Laurent.

Des stations ont aussi été placées dans la rivière Shawinigan, en amont et en aval de la ville du même nom (figure 1 et tableau 2). Il est à noter que l'usine de la compagnie Abitibi-Consolidated Inc., située sur la rive de la rivière Shawinigan, puise son eau dans le Saint-Maurice, mais la rejette dans la rivière Shawinigan. Ce rejet peut représenter le tiers du débit de la rivière Shawinigan durant les étiages d'été.

Tableau 1 Sources réelles et potentielles de substances toxiques dans la zone d'étude en 1996¹

Source	Type ²	Type d'industrie ou type de déchets (contaminants déversés)	Numéro du site / Catégorie ³
LA TUQUE			
Cartons Saint-Laurent Inc., usine de La Tuque	I	Pâtes et papiers (MES, DBO, DCO, composés organiques halogénés absorbables, composés phénoliques chlorés, acides gras et résiniques, hydrocarbures, métaux, dioxines et furannes)	
Dépôt de la CIP	L	Boues de décanteur, lies, grès, boues de chaux, résidus de bois (métaux lourds)	04-18-A/II
Lagune d'infiltration des liqueurs de la CIP	L	Liqueurs de pâtes et papiers (sulfures de sodium, carbonate de sodium, chlorures, tanins, lignines)	04-18-B/III
Lac Vert	L	Solides contenus dans l'égout de l'usine de caustification	04-18-C/III
Ancien dépôt de la CIP	L	Boues de chaux, lies et grès (métaux lourds)	04-18-D/III
Terres contaminées par des hydrocarbures Haute-Mauricie	L	150 barils et 10 bennes (camions) de terre contaminée par des hydrocarbures en provenance de la CIP	04-19/III
GRAND-MÈRE			
Abitibi-Consolidated Inc., div. Laurentide	I	Pâtes et papiers (MES, DBO, DCO, composés phénoliques, acides gras et résiniques, hydrocarbures, métaux, pâte kraft)	
Satextil (usine fermée)	I	Textiles (colorants, métaux)	
Alpha 2000 Inc.	I	Circuits imprimés (plomb, CN, Cu, Ni, huiles et graisses, solvants)	
SHAWINIGAN			
Société d'électrolyse et de chimie Alcan Limitée, usine de Shawinigan (SÉCAL)	I	Aluminerie: sulfate d'aluminium, pâte Soëderberg, (MES, HAP, fluor, fluorures, aluminium, huiles et graisses pour la coulée)	
Norton Céramiques Avancées du Canada Inc.	I	Carbure de silicium, abrasif (MES, huiles et graisses), HAP	
B. F. Goodrich (usine fermée)	I	Résines de vinyle (chlorure de vinyle)	
Alcan Aluminium Limitée, div. fil et câble Alcan	I	Métallurgie (MES, méthanol, aluminium, produits anticorrosion, huiles et graisses)	
Hydro-Québec	I	Four à haute fréquence, électrochimie, électrometallurgie	
Multigrade Inc.	I	Placage déroulé et jointé en bois, (MES DBO, DCO, phosphore, acides résiniques, phénols)	
Abitibi-Consolidated Inc., div. Belgo	I	Pâtes et papiers (MES, DBO, DCO, acides gras et résiniques, hydrocarbures et métaux)	

Tableau 1 Sources réelles et potentielles de substances toxiques dans la zone d'étude en 1996¹
(suite)

Source	Type ²	Type d'industrie ou type de déchets (contaminants déversés)	Numéro du site / Catégorie ³
Ancien lieu d'élimination des usines de chlore et d'hydroxyde de sodium	L	Sol contaminé par le mercure	04-02/I
Ancien terrain de l'usine de chlore et d'hydroxyde de sodium de la Shawinigan Chemicals	L	Déchets contaminés par le mercure, le vanadium, le cyanure, le plomb, le soufre ainsi que des scories de fournaies à carbures	04-05/I
Banc de chaux de la Shawinigan Chemicals	L	Chaux contaminée par du cyanure, du zinc, du cuivre, du chrome, du plomb et du mercure	04-06/IIIR
Emplacement de l'ancien complexe d'aldéhyde de la Shawinigan Chemicals	L	Résidus de catalyseurs (mercure et autres métaux) et divers composés organiques de l'usine d'aldéhyde	04-07/I
Lieu d'élimination de l'usine d'aldéhyde de la Shawinigan Chemicals (fond du ruisseau artificiel bordant le banc de chaux)	L	Sédiments de ruisseau artificiel contaminé par le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le zinc et les BPC	
Carrière Diamond	I	Usine de taille de granite (MES, huiles et graisses)	
SHAWINIGAN-SUD			
Ancien dépotoir de Shawinigan-Sud	L	Déchets domestiques et industriels	04-46/III
SAINT-GÉRARD-DES-LAURENTIDES			
Dépotoir Montreuil	L	Déchets domestiques et déchets provenant de diverses industries de Shawinigan	04-08/II
SAINT-BONIFACE-DE-SHAWINIGAN			
Lieu d'enfouissement du mercure de la CIL	L	Boues contaminées par le mercure et matériaux en provenance de la démolition des bâtiments et de l'équipement du procédé de production de chloralcali de l'ancienne usine CIL	04-09/III
Abitibi-Consolidated Inc., div. Belgo	I	Pâtes et papiers (MES, DBO, DCO, acides gras et résiniques, hydrocarbures et métaux)	
SAINT-ÉTIENNE-DES-GRÈS			
Enfouissement de Saint-Étienne-des-Grès	L	Déchets domestiques et industriels	04-13/II

¹ Tableau tiré de Lapierre, 2002.

² I : Industrie (les industries agroalimentaires sont exclues) L : Site d'élimination de déchets industriels

³ Catégorie et numéro des sites d'élimination de déchets industriels utilisés par le ministère de l'Environnement (MENVIQ, 1991)

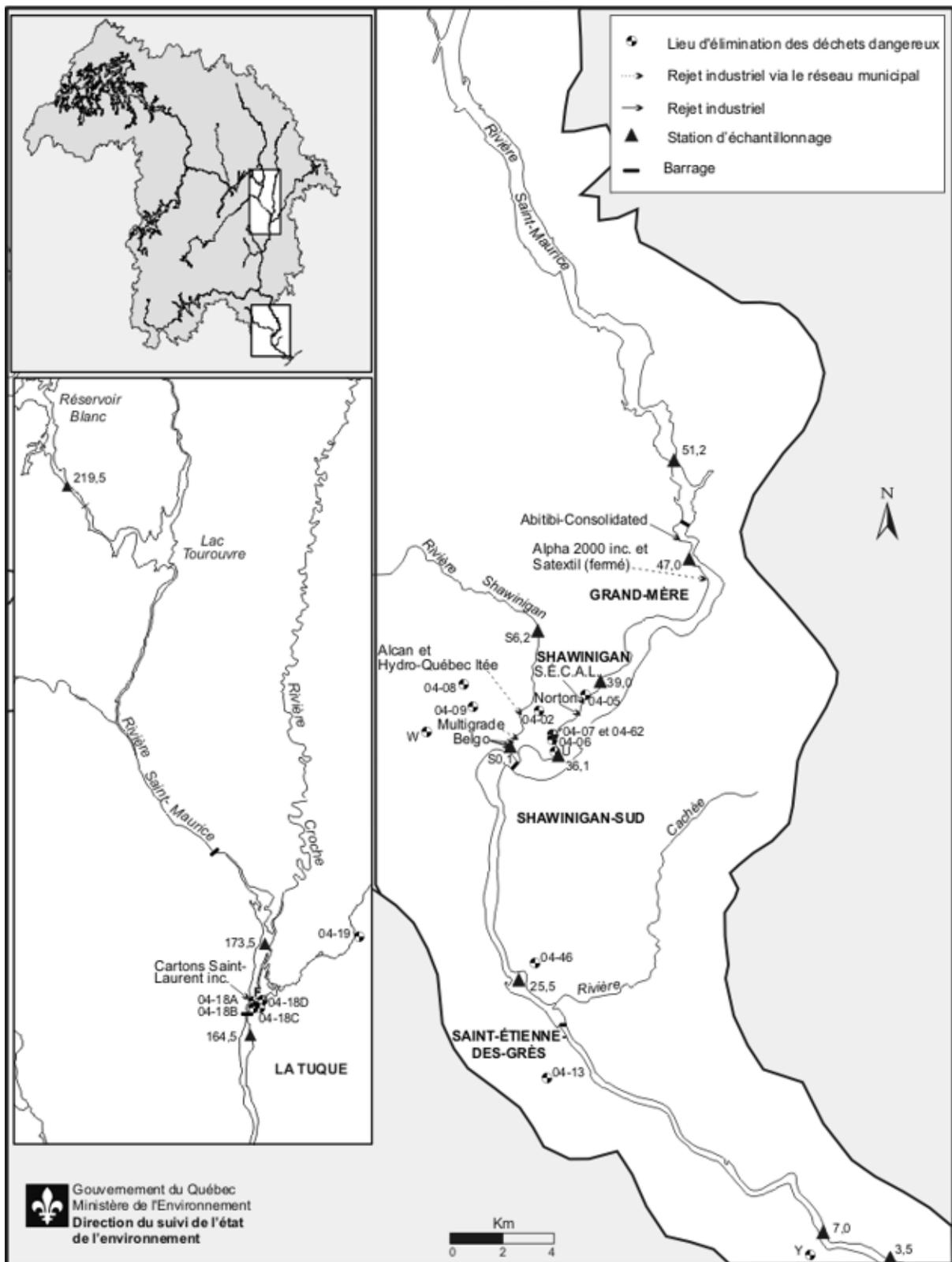


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage, des lieux d'élimination des déchets dangereux et des rejets industriels dans le bassin de la rivière Saint-Maurice

Tableau 2 Localisation des stations d'échantillonnage

Station	Localisation
173,5	Dans le Saint-Maurice à LaTuque, sur la rive droite, à 7 km en amont du rejet de Cartons St-Laurent.
164,5	Dans le Saint-Maurice à LaTuque, sur la rive gauche, à 2 km en aval du rejet de Cartons St-Laurent.
51,2	Dans le Saint-Maurice à Grand-Mère, sur la rive droite, à 1,5 km en amont du barrage.
47,0	Dans le Saint-Maurice à Grand-Mère, sur la rive droite, à 1,5 km en aval du rejet d'Abitibi-Consolidated.
39,0	Dans le Saint-Maurice à Shawinigan, sur la rive droite, dans la baie à 1 km en amont des installations industrielles.
36,1	Dans le Saint-Maurice à Shawinigan, sur la rive droite, immédiatement en amont du parc urbain situé au centre-ville.
25,5	Dans le Saint-Maurice à Saint-Etienne-des-Grès, sur la rive droite, à 3,5 km en amont du barrage La Gabelle.
7,0	Dans le Saint-Maurice à Trois-rivières, à 3,5 km en amont du pont de la route 40.
3,5	Dans le Saint-Maurice à Trois-rivières, sous le pont de la route 40.
S6,5	Dans la rivière Shawinigan à Shawinigan, sous le pont de la route 153.
S0,1	Dans la rivière Shawinigan à Shawinigan, à 100 m de l'embouchure de la rivière.

Échantillonnage

Les cellules à dialyse sont des tubes souples de cellulose de marque Spectra-Por® (numéro 6) de 18 mm de diamètre, remplis de 20 mL d'hexane. Cette membrane de cellulose laisse passer les substances chimiques d'un poids moléculaire inférieur à 1000. Pour l'exposition en rivière, les cellules à dialyse sont placées dans des cages rectangulaires en treillis métallique de 20 cm de côté par 30 cm de haut. Chaque cage contient quatre cellules à dialyse et est attachée à un bloc de ciment et mouillée dans environ un mètre d'eau, en bordure du cours d'eau (figure 2).

Deux cages ont été déposées à chaque station de mesure du bassin du Saint-Maurice, entre les 17 et 19 juin 1996. Les cellules à dialyse ont été relevées du 2 au 3 juillet 1996, sauf celles de la station 7,0 qui ont été vandalisées. À cette station, de nouvelles cellules ont été placées le 3 juillet et relevées le 16 juillet 1996.

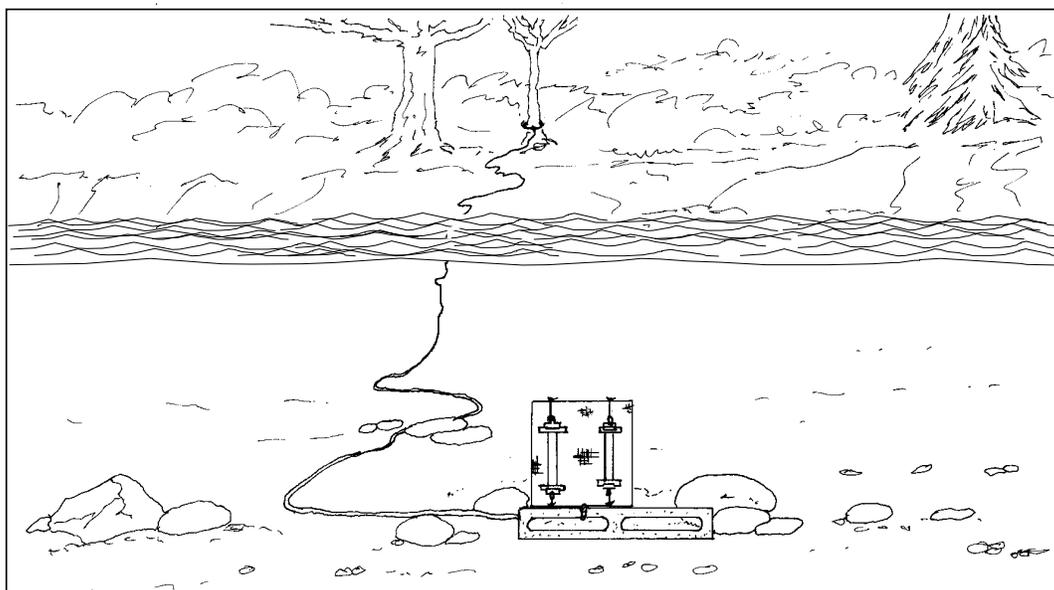
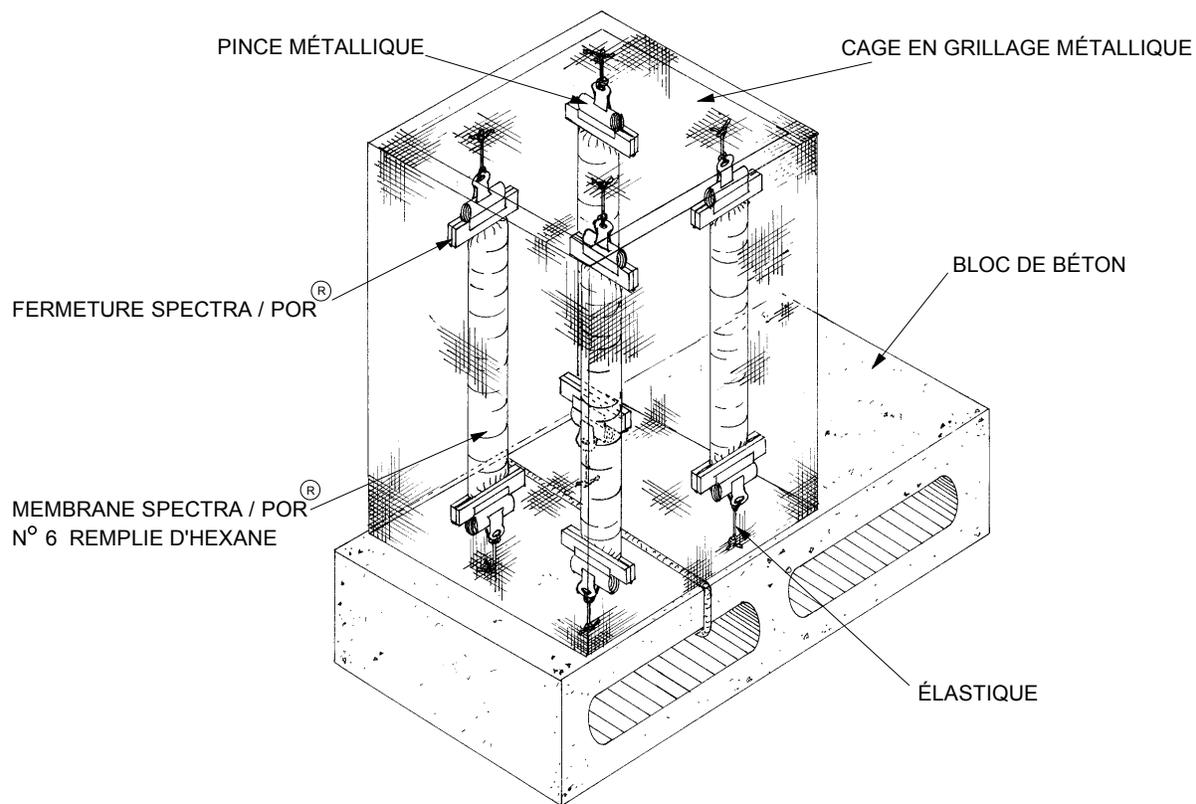


Figure 2 Schéma du dispositif employé pour l'exposition des cellules à dialyse en rivière

Dessin: Yves Laporte

Lors du relevé, les cellules à dialyse sont placées dans des bocaux remplis d'eau de la rivière, fermés d'un couvercle muni d'une pellicule de Téflon. En laboratoire, l'hexane des cellules est prélevé à l'aide d'une pipette et transvidé dans de petites fioles de verre munies d'un septum au Téflon. Ces fioles sont conservées au réfrigérateur jusqu'au moment de l'analyse chimique.

Les mousses aquatiques sont couramment utilisées en France pour le suivi des métaux, remplaçant les mesures directes dans l'eau (Mouvet, 1991). Elles ont aussi été utilisées dans plusieurs autres pays d'Europe et d'Asie (Aulio, 1985; Burton, 1990; Mersh et Reichard, 1998; Samecka-Cymerma et Kempers, 1998a, 1998b; Satake et Nishikawa, 1990; Say *et al.*, 1981; Soderlund *et al.*, 1988; Yoshimura *et al.*, 1998). Les cellules à dialyse ont été utilisées en Suède (Sodergren, 1987, 1990), en Finlande (Herve *et al.*, 1991), aux États-Unis (Huckins *et al.*, 1990; Petty *et al.*, 1995; Mackay *et al.*, 1996; Hofelt et Shea, 1996; Huckins *et al.*, 1996, 1990; Huff *et al.*, 1996; Lefkovitz et Crecelius, 1996; Whyte *et al.*, 1996; Crecelius *et al.*, 1996) et au Canada (Birkholz *et al.*, 1996; Parrot *et al.*, 1996a, 1996b). Au Québec, les mousses aquatiques et les cellules à dialyse ont été utilisées pour caractériser l'état des rivières Saint-Maurice, L'Assomption, Saint-François, Châteauguay, Chaudière, Richelieu, Yamaska et Massawippi (Berryman, 1991, 1993, 1996a, 1996b; Berryman et Nadeau, 1998a, 1998b, 1999, Berryman *et al.* 1999).

Des échantillons de la mousse aquatique *Fontinalis dalecarlica* ont été récoltés dans la rivière Cachée, située dans la Réserve faunique des Laurentides, à 50 km au nord de Québec. Les parties ayant du feuillage ont été placées dans des sachets en treillis de plastique dont la maille est de 1 cm par 1 cm, conformément à une méthode mise au point et largement utilisée en Europe (Mouvet, 1986).

Trois sachets de mousses aquatiques ont été fixés sur les côtés extérieurs de chacune des cages contenant les cellules à dialyse. Ils ont été mouillés en même temps que ces dernières et relevés les 15 et 16 juillet 1996. À la station en amont de Trois-Rivières, des mousses aquatiques ont été remplacés le 3 juillet pour remplacer celles qui ont été vandalisées, mais celles-ci ont été emportées par la crue exceptionnelle du 16 juillet 1996.

Lors du relevé, les sachets de mousses aquatiques sont d'abord rincés vigoureusement dans l'eau de la rivière pour les débarrasser d'une partie des sédiments et d'autres corps étrangers qui y adhèrent. Ils sont ensuite comprimés à la main et secoués pour en retirer l'excès d'eau, puis placés individuellement dans des enveloppes de papier. Les mousses aquatiques ainsi enveloppées séchent en quelques heures. En laboratoire, les mousses aquatiques sont réhydratées, puis rincées cinq fois durant deux minutes, chaque fois dans deux litres d'eau nanopure, pour enlever le reste des sédiments. Après avoir séché quelques heures à l'air libre, elles sont conservées dans des enveloppes de papier jusqu'au moment de l'analyse chimique.

Analyses chimiques

Les mousses aquatiques de toutes les stations ont été analysées pour leur contenu en métaux. Compte tenu des coûts très élevés de leur analyse, les BPC et les dioxines et furannes n'ont été analysés que dans trois des six échantillons à chaque station. Les cellules à dialyse ont été analysées

pour déterminer les concentrations de plusieurs composés organiques semi-volatils de même que celles d'acides gras et résiniques. Le tableau 3 présente le nombre d'échantillons analysés à chaque station, pour chaque catégorie de substances. Les annexes 1 et 2 donnent la liste complète des substances analysées dans les mousses aquatiques et les cellules à dialyse, et leur limite de détection. Toutes les analyses ont été effectuées au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, le laboratoire du ministère de l'Environnement. Les méthodes d'analyse sont décrites sommairement à l'annexe 3.

Tableau 3 Nombre d'échantillons relevés et analysés à chacune des stations de mesure et pour chaque catégorie de substances

Station de mesure			Mousses aquatiques			Cellules à dialyse	
Cours d'eau	Endroit	Numéro	Métaux	BPC	Dioxines et furannes	C.O.S.V. ¹	Ac. gras résiniques
Saint-Maurice	Amont de La Tuque	173,5	6	3	3	6	6
Saint-Maurice	Aval de La Tuque	164,5	3	2	2	6	6
Saint-Maurice	Amont de Grand-Mère	51,2	6	3	3	6	6
Saint-Maurice	Aval de Grand-Mère	47,0	6	3	3	6	6
Saint-Maurice	Amont de Shawinigan	39,0	6	3	3	6	6
Saint-Maurice	Aval de Shawinigan	36,1	6	2	2	6	6
Saint-Maurice	St-Étienne-des-Grès	25,5	6	3	3	6	6
Saint-Maurice	Amont de Trois-Rivières	7,0	0	0	0	6	6
Saint-Maurice	Trois-Rivières	3,5	6	3	3	4	4
riv. Shawinigan	Amont de Shawinigan	S6,5	6	3	3	6	6
riv. Shawinigan	Aval de Shawinigan	S0,1	6	3	3	6	6
Total			57	28	28	64	64

¹ C.O.S.V. = composés organiques semi-volatils : HAP, phtalates, chlorobenzènes, etc.

Traitement des données

L'objectif du traitement des données est de vérifier, pour chacune des substances détectées, si les concentrations en aval des différents sites à l'étude sont significativement plus élevées qu'en amont. Le cas échéant, on considère que le site en question est une source de la substance considérée. La comparaison des concentrations en amont et en aval des sites à l'étude a été effectuée à l'aide d'une analyse de variance à deux critères de classification (la station et la cage), suivie du test de comparaison a posteriori Fisher LSD. Le test de Tukey-Kramer, qui est un test a posteriori beaucoup plus conservateur que le test Fisher LSD, a également été appliqué, en seconde analyse, à titre indicatif. Il est à noter que pour les BPC et les dioxines et furannes, en raison du faible effectif de l'échantillon, un niveau de signification de 0,90 a été retenu au lieu du traditionnel 0,95. Les raisons justifiant le choix de ces tests et de ces niveaux de signification, ainsi que d'autres considérations concernant le traitement statistique des données, sont présentées à l'annexe 4.

RÉSULTATS

Les résultats d'analyse des mousses aquatiques et des cellules à dialyse sont présentés dans les sections qui suivent. Pour chaque substance, un graphique illustre les teneurs mesurées aux différentes stations. Les hausses significatives ($\alpha \leq 0,05$ ou $0,10$ selon la substance) de concentration y sont signalées par des astérisques. Les résultats détaillés des analyses de variance, des tests de comparaison a posteriori Fisher LSD et des tests de Tukey-Kramer sont présentés respectivement aux annexes 5, 6 et 7. Dans la section « Synthèse des résultats et discussion », la liste des substances détectées à chacun des sites est discutée en fonction des sources de toxiques qui s'y trouvent et des impacts potentiels sur la vie aquatique, tels que révélés dans d'autres études réalisées en même temps que la présente (Lapierre, 2002; Pelletier, 2002; St-Jacques et Richard, 2002).

Métaux

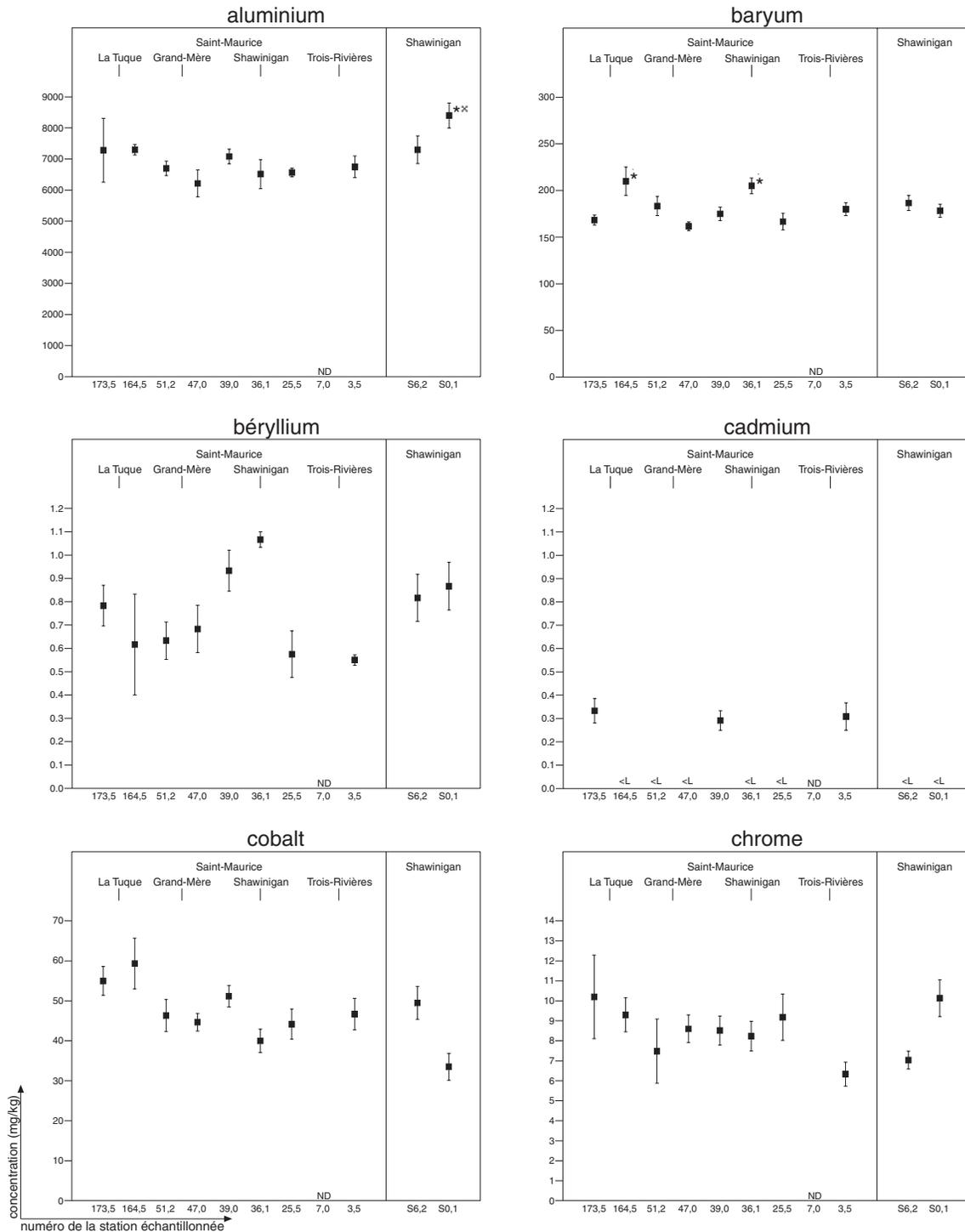
Les résultats de l'analyse des métaux sont synthétisés à la figure 3. L'analyse de variance (annexe 5) démontre qu'il y a des différences significatives dans les teneurs de métaux mesurées aux différentes stations, sauf pour le chrome, le nickel et le vanadium. Pour ce dernier, la probabilité est de 0,067, ce qui est près du seuil critique de signification de 0,05, mais le test de comparaison a posteriori ne trouve aucune différence entre l'amont et l'aval des sites à l'étude.

La Tuque

On observe à La Tuque une augmentation d'environ 25 % des teneurs en baryum et en manganèse dans les mousses aquatiques. Cette hausse en manganèse occasionne des teneurs supérieures à 10 000 mg/kg en aval de La Tuque, les plus élevées du bassin. Le Saint-Maurice est le seul bassin où de telles teneurs en manganèse ont été mesurées dans les mousses aquatiques (figure 4). Cela est dû vraisemblablement à la nature de la roche mère et des sols du bassin. Des teneurs en manganèse généralement inférieures à 5 000 mg/kg ont été obtenues dans la plupart des cours d'eau de la rive sud du Saint-Laurent, qui traversent des régions caractérisées par des roches d'origine volcanique ou sédimentaire (figure 4). Le baryum n'a pas été mesuré dans suffisamment de cours d'eau pour que l'on dispose d'une base comparative aux teneurs mesurées dans le Saint-Maurice.

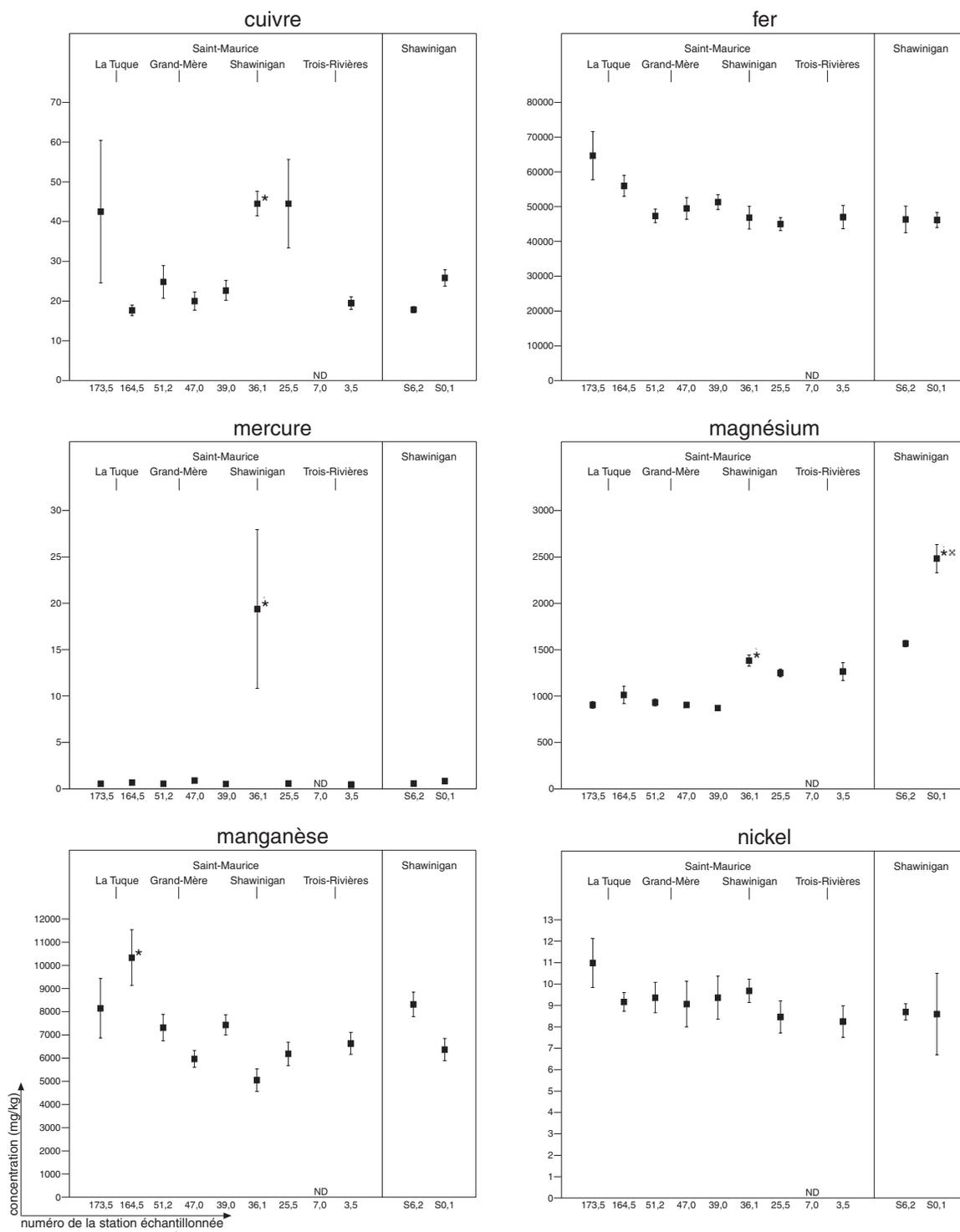
Grand-Mère

Aucun métal ne présente de hausse significative de concentration à Grand-Mère. La figure 3 montre que les concentrations en aval et en amont de la ville sont les mêmes pour les quinze métaux analysés, sauf le baryum et le manganèse. Dans ces deux cas, on observe des baisses relativement faibles, mais significatives, de 13 et 22 % respectivement.



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection
 ND : non disponible

Figure 3 Moyennes et erreurs types des concentrations de métaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection
 ND : non disponible

Figure 3 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de métaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

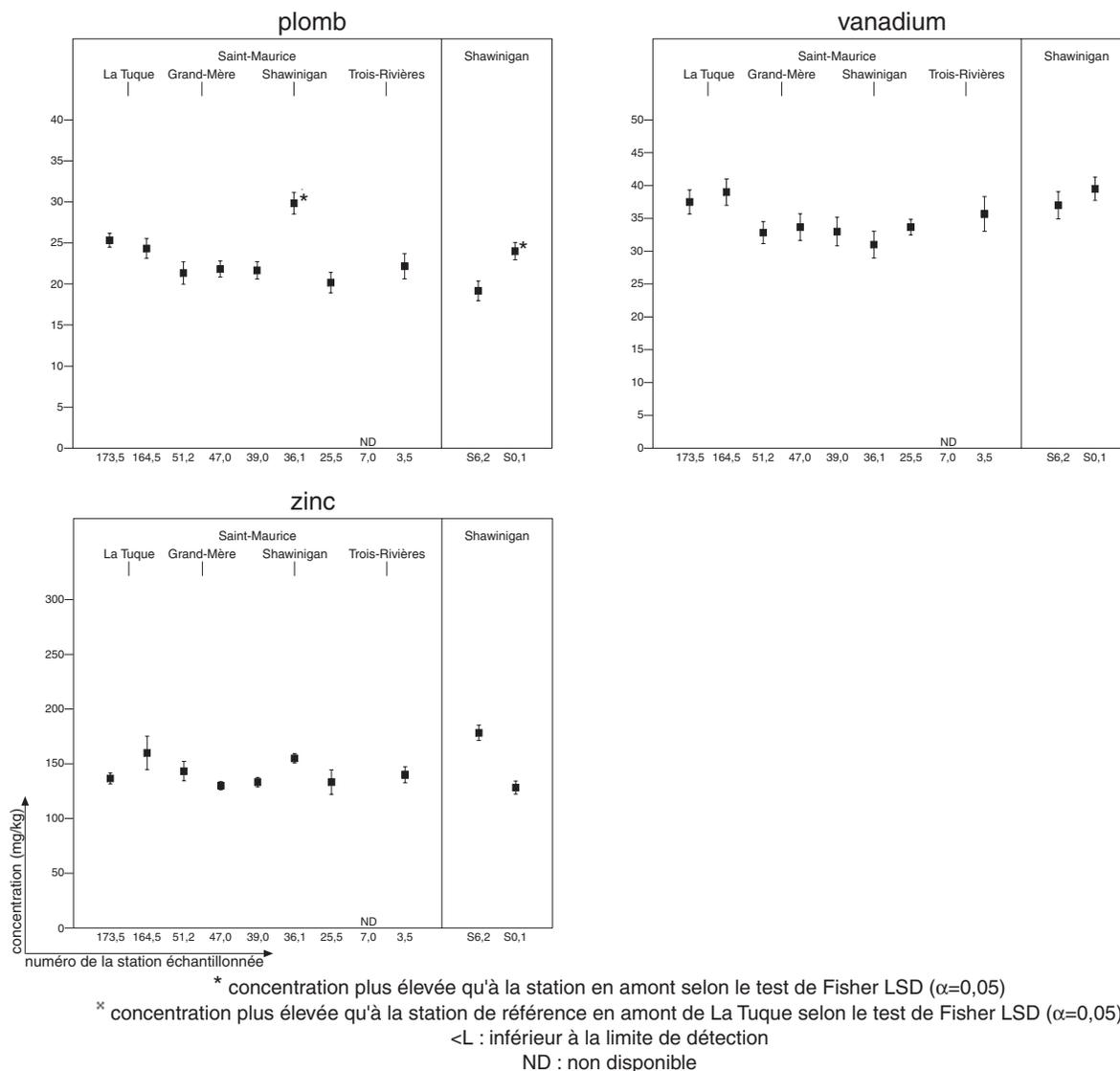


Figure 3 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de métaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

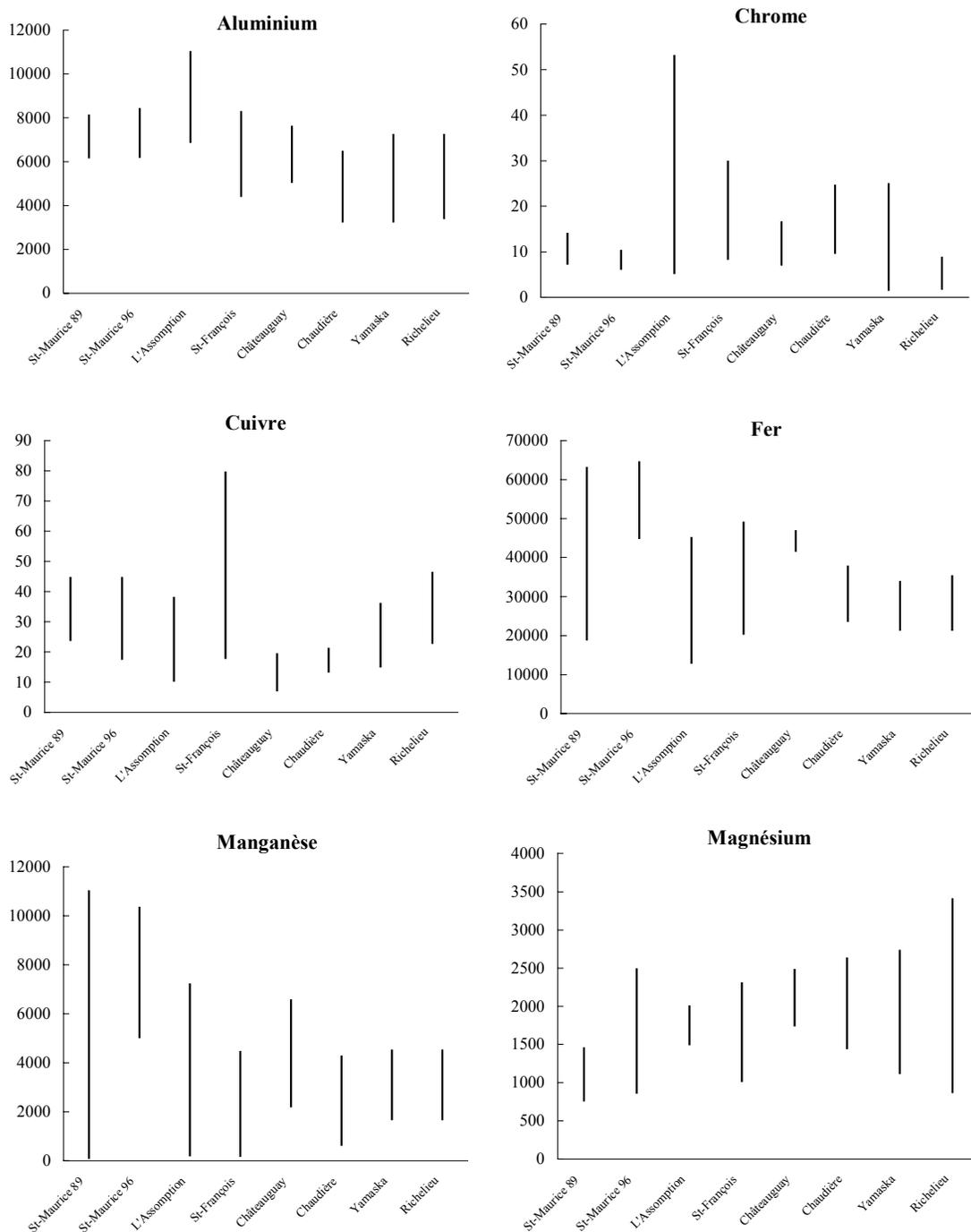


Figure 4 Concentrations (mg/kg) de métaux mesurées dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec; gamme des concentrations moyennes par station

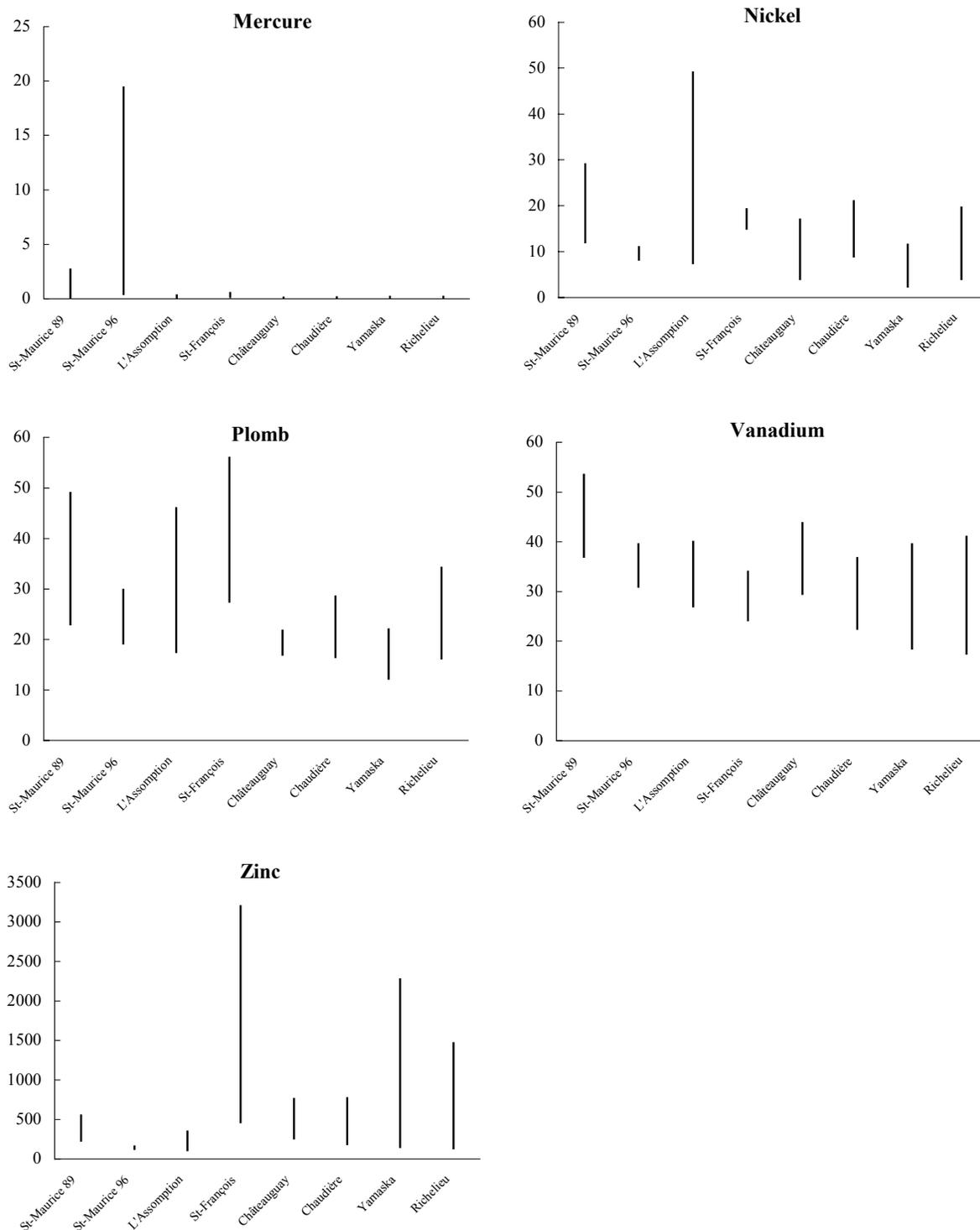


Figure 4 (suite) Concentrations (mg/kg) de métaux mesurées dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec; gamme des concentrations moyennes par station

Shawinigan

On observe, à Shawinigan, des hausses de concentration pour plusieurs métaux. Le mercure est le cas le plus spectaculaire, avec des teneurs 37,5 fois plus élevées devant la ville qu'en amont. À 19,4 mg/kg, les concentrations de mercure dans les mousses aquatiques placées dans le Saint-Maurice, en face de Shawinigan, sont sans commune mesure avec celles obtenues ailleurs. Dans les autres cours d'eau étudiés à l'aide des mousses aquatiques, les teneurs en mercure se situent généralement entre 0,05 et 0,2 mg/kg (figure 4) alors qu'aux autres stations du Saint-Maurice, elles se situent entre 0,4 et 0,9 mg/kg (figure 3). Il faut cependant noter que les mousses aquatiques placées en face de Shawinigan se trouvaient très près du banc de chaux situé en bordure du Saint-Maurice. Les 19,4 mg/kg de mercure dans les mousses aquatiques placées à cet endroit ne représentent donc que les conditions en rive, dans un espace restreint. Cette valeur n'est pas représentative de la condition du Saint-Maurice sur toute sa largeur en face de Shawinigan. Des teneurs plus faibles auraient sans doute été obtenues si les mousses aquatiques avaient été placées plus loin de la rive.

L'origine exacte du mercure détecté à Shawinigan est inconnue. Comme le montre le tableau 1, plusieurs terrains de cette agglomération sont contaminés par le mercure. Par le passé, l'usine de chloralcali de la C.I.L. était une source importante de mercure (Couillard et Guay, 1980).

Toujours à Shawinigan, les mousses aquatiques placées dans le Saint-Maurice présentent des hausses significatives des teneurs en baryum de 17 %, en cuivre de 96 %, en magnésium de 59 % et en plomb de 37 %. Les mousses aquatiques placées dans la rivière Shawinigan démontrent, pour leur part, des hausses de 15 % en aluminium, de 59 % en magnésium et de 25 % en plomb (figure 3).

Les teneurs en cuivre augmentent de 22,7 mg/kg en amont de la ville de Shawinigan à 44,5 mg/kg en face de celle-ci et cette concentration se maintient jusqu'à Saint-Étienne-des-Grès (figure 3). Les teneurs passent donc du niveau inférieur au niveau supérieur de la fourchette des concentrations normalement rencontrées (figures 4). Dans le cas du magnésium, la hausse des teneurs, de 870 à 1380 mg/kg, se maintient jusqu'à l'embouchure du Saint-Maurice (figure 3). Cette hausse fait passer le magnésium d'un niveau relativement bas à des valeurs moyennes en comparaison des autres cours d'eau (figure 4). Cependant, les 2483 mg/kg mesurés à l'embouchure de la rivière Shawinigan sont élevés, se situant dans le niveau supérieur de la fourchette normalement rencontrée.

Le plomb, comme le magnésium, affiche des hausses de concentration dans le Saint-Maurice et la rivière Shawinigan. Pour ce métal, cependant, les teneurs à Saint-Étienne-des-Grès sont revenues à ce qu'elles étaient en amont de Shawinigan (figure 3) et elles sont, à toutes les stations, dans la gamme des valeurs normalement rencontrées (figure 4).

Les teneurs de 8400 mg/kg d'aluminium dans les mousses aquatiques placées à l'embouchure de la rivière Shawinigan sont significativement plus élevées que les 7300 mg/kg d'aluminium mesurés en amont sur le même cours d'eau. Ces teneurs à l'embouchure sont parmi les valeurs élevées mesurées sur l'ensemble des cours d'eau où les mousses aquatiques ont été employées (figure 4) et représentent le maximum rencontré dans le bassin du Saint-Maurice (figure 3).

La rivière Shawinigan peut-être considérée comme une source d'aluminium et de magnésium pour le Saint-Maurice, car les teneurs en aluminium à l'embouchure sont significativement plus élevées que dans le cours d'eau principal, à la station de référence en amont de La Tuque. Pour le magnésium notamment, les teneurs à l'embouchure de la rivière Shawinigan sont 2,7 fois plus élevées que dans le Saint-Maurice, en amont de La Tuque.

Trois-Rivières

Aucun métal ne présente de hausse de concentration à Trois-Rivières. Les teneurs en métaux dans les mousses aquatiques placées dans le Saint-Maurice, à 3,5 km de son embouchure, sont égales ou, dans le cas du cuivre, inférieures à celles mesurées à Saint-Étienne-des-Grès (figure 3 et annexe 6). La baisse significative des teneurs en cuivre représente un retour aux teneurs typiques du bassin (environ 20 mg/kg), après la hausse à environ 45 mg/kg à Shawinigan.

Biphényles polychlorés (BPC)

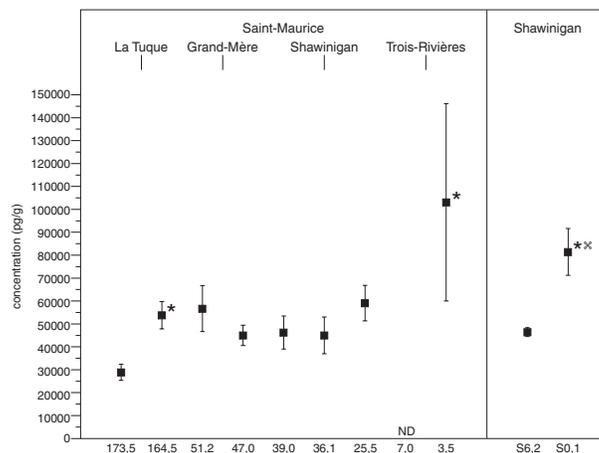
On a détecté dans les mousses aquatiques de 35 à 40 congénères différents de BPC, selon les échantillons. La figure 5 présente les résultats obtenus, à chacune des stations de mesure, pour la somme des 41 congénères analysés spécifiquement. L'annexe 8 illustre les résultats obtenus pour chaque congénère. La figure 6 permet de comparer les résultats obtenus dans le Saint-Maurice à ceux des autres cours d'eau, sur la base de l'estimé des concentrations totales pour les 209 congénères de BPC.

On constate que La Tuque, Shawinigan et possiblement Trois-Rivières sont des sources de BPC pour le milieu aquatique. En effet, l'analyse de variance trouve des différences significatives dans les teneurs aux différentes stations pour les BPC totaux ($P = 0,041$) et pour 27 congénères différents ($\alpha \leq 0,10$) (annexe 5).

Le test de comparaison a posteriori démontre que, dans le Saint-Maurice, les teneurs en BPC totaux sont significativement plus élevées en aval qu'en amont de La Tuque et de Trois-Rivières (annexe 6). À Shawinigan, c'est dans la rivière du même nom, plutôt que dans le Saint-Maurice, que l'on constate une hausse des teneurs en BPC dans les mousses aquatiques. Ces hausses des BPC totaux correspondent à des augmentations significatives des teneurs de plusieurs congénères, comme on peut le constater à l'annexe 6 et dans les sections qui suivent.

La Tuque

On constate à La Tuque une hausse de 86 % des teneurs totales en BPC, qui passent de 28 900 pg/g en amont de la ville à 53 800 pg/g en aval (figure 5). Cette hausse fait passer les teneurs d'un niveau bas à un niveau moyen, lorsqu'on les compare aux valeurs mesurées sur l'ensemble des cours d'eau où cette technique a été utilisée (figure 6). Les congénères qui présentent des hausses significatives ($\alpha \leq 0,10$) de concentration sont les n^{os} 17, 18, 31, 28, 31, 33, 52, 49, 44, 110, 118, 105, 149, 138 et 187.



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)

* concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)

<L : inférieur à la limite de détection

ND : non disponible

Figure 5 Moyennes et erreurs types des concentrations de BPC totaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

Grand-Mère

Les teneurs en BPC totaux à Grand-Mère se maintiennent à peu de chose près au même niveau qu'en aval de La Tuque et il n'y a aucune différence significative entre l'amont et l'aval de la ville (figure 5). Seul le congénère n° 180 a été trouvé en concentrations supérieures à la station en aval (annexes 6 et 8). Les concentrations pour ce produit dépassent les limites de détection dans deux des trois échantillons de la station en aval, alors qu'elles sont sous les limites dans les trois échantillons de la station en amont.

Ces résultats sont différents de ceux de Lapierre (2002), qui indiquent une hausse significative des teneurs en BPC dans le poisson, entre la station située au kilomètre 51,2, en amont du barrage de Grand-Mère, et celle localisée au kilomètre 44,5, en aval de la ville. Pourquoi y a-t-il une hausse des teneurs dans le poisson, mais pas dans les mousses aquatiques? Plusieurs hypothèses explicatives peuvent être avancées pour répondre à cette question, dont les suivantes :

1° *Les BPC proviennent de la papetière de Grand-Mère, mais les mousses aquatiques n'ont pas capté le signal de pollution.* Cette hypothèse implique que l'effluent de la papetière ne serait pas à plein mélange à l'endroit où les mousses aquatiques ont été placées et qu'elles n'auraient pas été exposées à l'effluent. Cela semble peu probable, car, selon des études sur modèle réduit (Saucet, 1996), la dilution de l'effluent de l'Abitibi-Consolidated est importante dans le bassin situé entre le barrage et le pont de train. Sous ce pont, il semble bien que l'effluent soit à plein mélange.

2° *Les BPC proviennent de l'agglomération de Shawinigan, par voie atmosphérique ou lessivage de sols contaminés.* Cette hypothèse est plausible, compte tenu du fait que le profil de contamination du poisson en aval de Grand-Mère est identique à celui à l'embouchure de la rivière Shawinigan

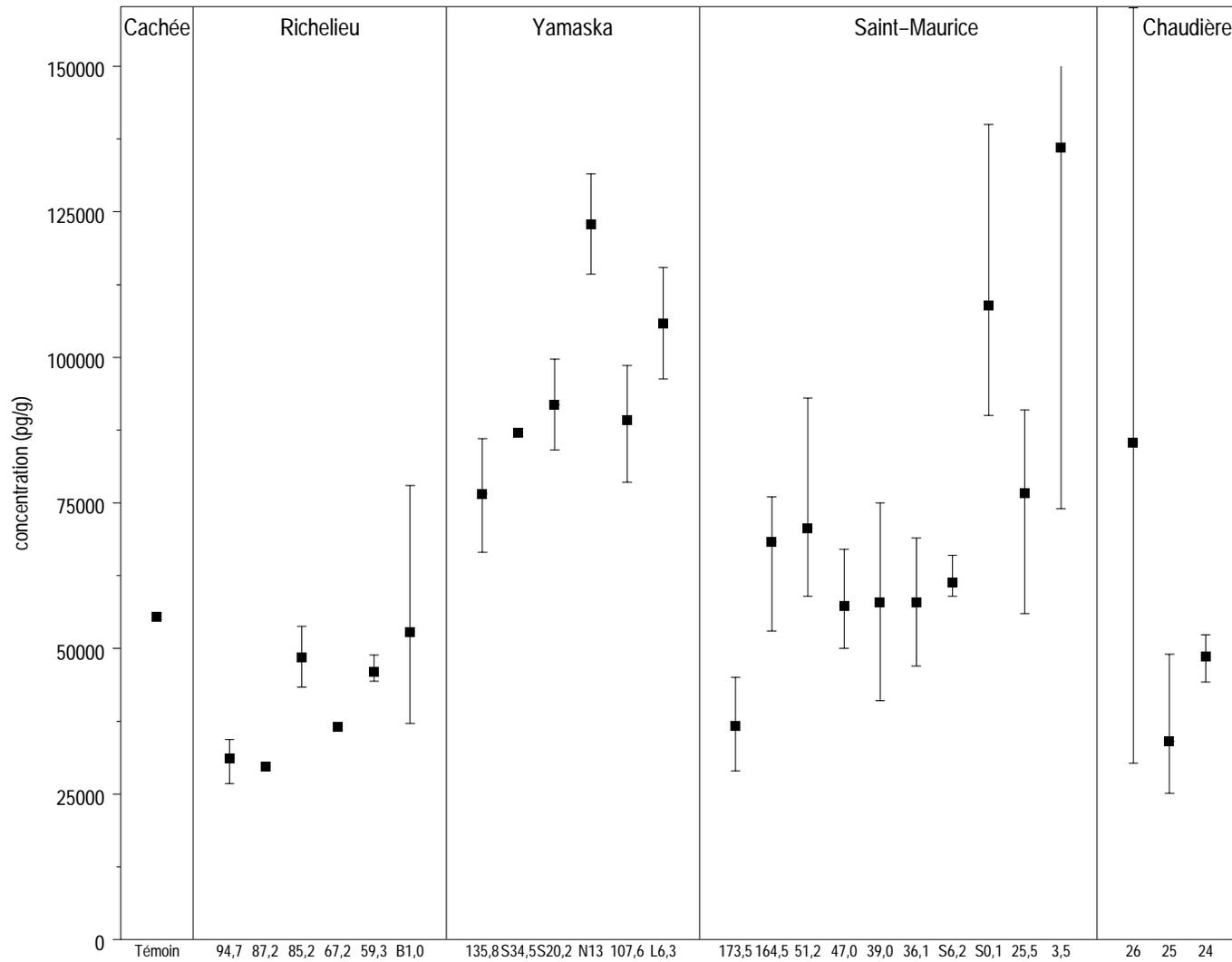


Figure 6 Moyennes, minimums et maximums des concentrations (pg/g) de BPC dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec

(Lapierre, 2002). De plus, la station en aval de Grand-Mère n'est qu'à 6 km en amont de l'agglomération industrielle de Shawinigan et, malgré la présence d'un rapide, les poissons arrivent peut-être à se déplacer entre ces deux points.

3° Les BPC proviennent de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Grand-Mère. Cette hypothèse est également plausible, car l'effluent de cette station d'épuration se jette dans le Saint-Maurice en aval de l'endroit où les mousses aquatiques ont été placées, mais en amont de celui où les poissons ont été pêchés. En effet, après traitement, les eaux usées de l'agglomération de Grand-Mère sont rejetées dans le Saint-Maurice au niveau du kilomètre 46. La station d'épuration reçoit les eaux usées d'une seule entreprise susceptible de rejeter des substances toxiques : une fabrique de circuits imprimés.

Shawinigan et Saint-Étienne-des-Grès

Les congénères n^{os} 138, 128, 180, 199, 208 et 209 présentent des hausses significatives de concentration en face de Shawinigan, d'un facteur de 3,8 à 16, selon le cas. Ces hausses sont particulièrement marquées pour les congénères n^{os} 180, 199 et 208 (annexe 8). Il faut cependant noter que ces six congénères ne représentent qu'une faible part de la charge totale en BPC des mousses aquatiques, ce qui fait qu'en termes de BPC totaux, il n'y a aucune différence entre les stations situées en amont et celles situées en face de Shawinigan (figure 5). Avec des teneurs d'environ 45 000 pg/g, ces deux endroits se situent dans la moyenne des valeurs mesurées jusqu'à maintenant sur l'ensemble des cours d'eau où des dosages de BPC ont été faits dans des mousses aquatiques (figure 6).

À Shawinigan, la différence entre l'amont et l'aval pour seulement quelques BPC lourds (hexa- à décachlorobiphényles) est peut-être indicatrice de la présence de reliques d'une contamination passée. En effet, selon Phillips et Rainbow (1993), Metcalfe et Charlton (1990) et Muir *et al.* (1990) cités par Lapierre (2002), les BPC lourds étant plus persistants dans l'environnement que les congénères plus légers, les signaux de pollution où ils constituent les formes prédominantes peuvent être révélateurs de rejets qui ont eu lieu par le passé.

Les résultats sont très différents dans la rivière Shawinigan, où les teneurs passent de 46 400 pg/g en amont de Shawinigan à 81 400 pg/g à l'embouchure, soit une augmentation de 78 % (figure 5). Avec des teneurs aussi élevées à son embouchure, la rivière Shawinigan est évidemment une source de BPC pour le Saint-Maurice. Les teneurs à l'embouchure du tributaire sont 3,1 fois plus élevées que dans le Saint-Maurice, à la station de référence en amont de La Tuque.

Les congénères qui présentent des hausses significatives ($\alpha \leq 0,10$) de concentration dans la rivière Shawinigan sont les n^{os} 31, 28, 33, 52, 49, 44, 70, 110, 118, 105, 151, 149, 153, 132, 138, 158, 128, 187, 180, 199, 194 et 209. Les teneurs à l'embouchure de la rivière Shawinigan sont significativement plus élevées qu'à la station de référence du Saint-Maurice pour ces mêmes congénères, sauf les n^{os} 180, 199 et 194, ainsi que les congénères n^{os} 18, 17, 177 et 171.

Les 81 400 pg/g de BPC dans les mousses aquatiques à l'embouchure de la rivière Shawinigan sont parmi les valeurs les plus élevées mesurées dans l'ensemble des cours d'eau du Québec où cette technique a été utilisée (figure 6). Ces BPC contribuent à faire monter sensiblement les teneurs dans le Saint-Maurice, qui se retrouvent à 59 000 pg/g à Saint-Étienne-des-Grès alors qu'elles sont à 45 000 pg/g en face de Shawinigan. En plus de l'apport de la rivière Shawinigan, cette hausse traduit peut-être une contamination ambiante qui persisterait à la suite des déversements de BPC par Hydro-Québec et l'Abitibi-Consolidated Inc., entre 1989 et 1995.

Trois-Rivières

Avec une moyenne de 103 000 pg/g, les concentrations de BPC en aval de Trois-Rivières semblent très élevées. Cependant, cette moyenne est affectée considérablement par une valeur de 250 000 pg/g dans un échantillon, alors que les deux autres sont de 74 000 et de 84 000 pg/g. Ces deux dernières mesures étant du même ordre de grandeur qu'à Saint-Étienne-des-Grès, on ne peut conclure avec certitude qu'il y a apport de BPC dans le Saint-Maurice, à Trois-Rivières.

Les BPC trouvés dans les stations de mesure du Saint-Maurice se distribuent de façon assez similaire dans les différentes familles de congénères (figure 7). Les tri-, tétra- et pentachlorobiphényles sont dominants, avec respectivement 30 à 40 %, 25 à 35 % et 10 à 30 % des BPC totaux. Viennent ensuite les hexachlorobiphényles, qui comprennent moins de 10,5 %. Les formes à sept, à huit, à neuf ou à dix atomes de chlores se partagent les 0,5 à 3 % restants. Un profil de distribution analogue a été obtenu à plusieurs stations des autres cours d'eau où la technique des mousses aquatiques a été utilisée (Berryman et Nadeau, 1998a, 1999). La station à l'embouchure de la rivière Shawinigan présente un profil un peu différent, avec moins de trichlorobiphényles (26,6 %) et un peu plus de formes à six atomes de chlore (12,6 %).

Dioxines et furannes chlorés

Dans le cas des dioxines et furannes, compte tenu des différences de poids assez importantes des échantillons de mousses aquatiques, tous ces derniers n'ont pu être analysés avec les mêmes limites de détection. Le remplacement des valeurs inférieures à la limite de détection par la moitié de cette limite aurait introduit des biais importants dans les données. Pour cette raison, seules les valeurs au-dessus de ces limites ont été considérées dans le calcul des dioxines et furannes totaux, et des équivalents toxiques. Pour la même raison, les substances individuelles n'ont pas fait l'objet de traitement statistique. Ces traitements n'ont été appliqués qu'aux concentrations totales et aux équivalents toxiques.

L'analyse de la variance démontre que les teneurs en dioxines et furannes totaux et en équivalents toxiques aux différentes stations sont différentes (annexe 5). Le test a posteriori Fisher LSD conclut qu'il y a des hausses significatives de concentration à Shawinigan et à Trois-Rivières. La figure 8 schématise les résultats obtenus, le tableau 4 présente les moyennes, par station, pour les différents congénères et les totaux.

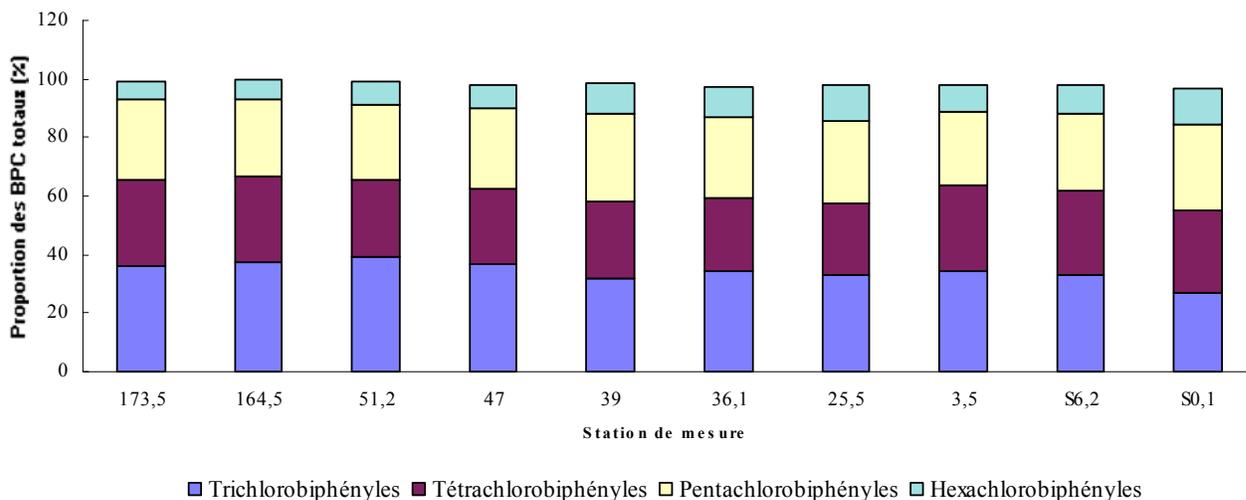


Figure 7 Proportion de BPC sous forme de tri-, tétra- penta- et hexachlorobiphényles dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Saint-Maurice et la rivière Shawinigan

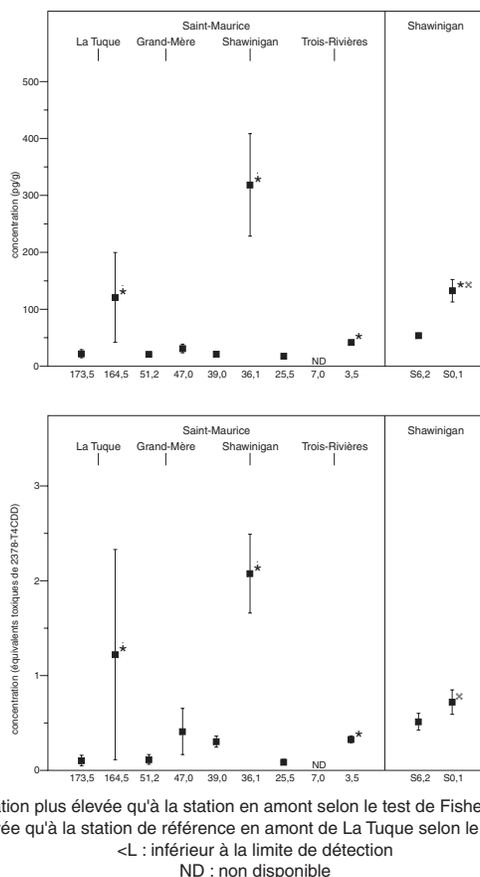


Figure 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de dioxines et furannes totaux dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

Tableau 4 Moyennes et erreurs types (entre parenthèses) des concentrations (pg/g) de dioxines et de furannes dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

	Station									
	3,5	25,5	36,1	39,0	47,0	51,2	164,5	173,5	S0,1	S6,2
Dioxines										
2378-T4CDD	<L									
12378-P5CDD*	<L									
123478-H6CDD*	<L	<L	1,60 -	<L	<L	<L	<L	<L	<L	0,26 -
123678-H6CDD*	<L	<L	2,90 (0,30)	0,30	<L	<L	<L	<L	0,80 -	<L
123789-H6CDD*	1,10 -	0,12 -	3,75 (0,45)	1,00 -	1,20 -	1,10 -	<L	<L	1,55 (0,15)	1,15 (0,05)
1234678-H7CDD	7,00 (0,35)	0,95 (0,28)	45,00 (10,0)	3,80 (0,40)	4,87 (0,85)	3,80 (0,80)	8,30 (0,00)	2,83 (0,27)	19,00 (2,08)	8,87 (0,47)
OCDD	22,67 (1,67)	11,00 (0,58)	165,0 (55,0)	13,00 (1,16)	15,67 (0,88)	14,00 (2,00)	26,00 (2,00)	16,67 (6,17)	74,00 (10,8)	30,33 (2,40)
T4CDD	<L	2,00 (0,30)	<L	1,00 -	2,40 -	<L	<L	<L	1,90 -	2,60 (1,20)
P5CDD	<L	<L	<L	<L	<L	<L	<L -	<L	<L	<L
H6CDD	1,10 -	0,12 -	16,50 (4,50)	1,10 (0,10)	4,50 -	1,10 -	<L -	<L	2,65 (0,45)	2,80 (1,10)
H7CDD	10,47 (2,05)	2,63 (0,58)	73,00 (16,0)	3,60 (0,31)	9,33 (1,89)	5,00 (0,40)	12,50 (0,50)	4,47 (1,11)	30,33 (3,38)	11,07 (2,01)
totales	33,50 (3,68)	15,01 (1,39)	254,5 (75,5)	17,67 (1,16)	27,30 (4,91)	19,55 (2,95)	38,50 (1,50)	21,13 (7,02)	106,7 (15,2)	45,00 (2,97)
Furannes										
2378-T4CDF*	1,73 (0,09)	0,70 (0,20)	2,35 (0,55)	1,97 (0,13)	2,35 (0,05)	<L	<L	1,70 -	2,63 (0,38)	2,40 (0,56)
12378-P5CDF*	<L	<L	1,30 -	<L						
23478-P5CDF*	<L	<L	<L	<L	0,30 -	<L	<L	<L	<L	<L
123478-H6CDF*	<L	0,40 -	1,45 (0,45)	0,50 -	0,70 -	<L	<L	<L	0,50 -	0,80 -
123678-H6CDF*	0,20 -	<L	0,95 (0,05)	<L	<L	<L	<L	<L	<L	0,30 -
234678-H6CDF*	<L	<L	1,00	<L	<L	<L	<L	<L	0,50 -	0,35 -
123789-H6CDF*	<L	- -								
1234678-H7CDF	1,60 (0,49)	<L	13,50 (1,50)	1,05 (0,05)	2,30 -	0,60 (0,20)	<L	0,30	5,90 -	2,65 (0,25)
1234789-H7CDF	<L	<L	0,40	<L						
OCDF	2,27 (0,12)	1,67 (0,09)	21,00 (5,00)	0,90 (0,12)	1,40 -	1,00 (0,10)	3,50 (0,40)	1,00 -	10,00 (1,16)	2,60 (0,21)
T4CDF	2,23 (0,49)	0,70 (0,20)	6,40 -	1,97 (0,13)	2,35 (0,05)	<L	<L	1,70 -	2,95 (0,35)	3,50 (0,00)
P5CDF	2,10 -	<L	2,70 (0,30)	<L	<L	<L	<L	<L	2,70 -	1,90 -
H6CDF	1,03 (0,47)	0,66 (0,30)	7,60 (1,20)	0,50 -	1,90 -	<L	<L	<L	2,33 (0,49)	4,30 -
H7CDF	4,00 (0,40)	<L	29,50 (5,50)	1,05 (0,05)	3,30 -	0,80 -	<L	<L	10,67 (2,40)	2,65 (0,25)
totaux	8,55 (2,44)	2,57 (0,52)	64,00 (14,6)	3,73 (0,12)	5,65 (3,25)	1,40 (0,50)	3,50 (0,40)	1,35 (0,35)	25,87 (4,55)	8,77 (3,50)
Totaux										
totaux	42,05 (3,64)	17,58 (1,89)	318,5 (90,1)	21,40 (1,11)	31,07 (7,57)	20,95 (3,45)	42,00 (1,90)	22,03 (7,16)	132,6 (19,8)	53,77 (4,49)
en équivalents toxiques de 2,3,7,8-T4CDD	0,33 (0,04)	0,09 (0,03)	2,08 (0,42)	0,30 (0,06)	0,41 (0,24)	0,11 (0,05)	0,11 (0,00)	0,10 (0,06)	0,72 (0,13)	0,51 (0,09)

<L: inférieur à la limite de détection

La Tuque

À 22,0 pg/g en teneurs totales et à 0,10 pg/g en équivalents toxiques, les teneurs en amont de La Tuque correspondent au bruit de fond que l'on observe en maints endroits où la technique des mousses aquatiques a été utilisée (figure 9). À cette station de référence, l'OCDD constitue 76 % des dioxines et furannes totaux. On détecte aussi du H7CDD et des traces de quelques furannes (tableau 4).

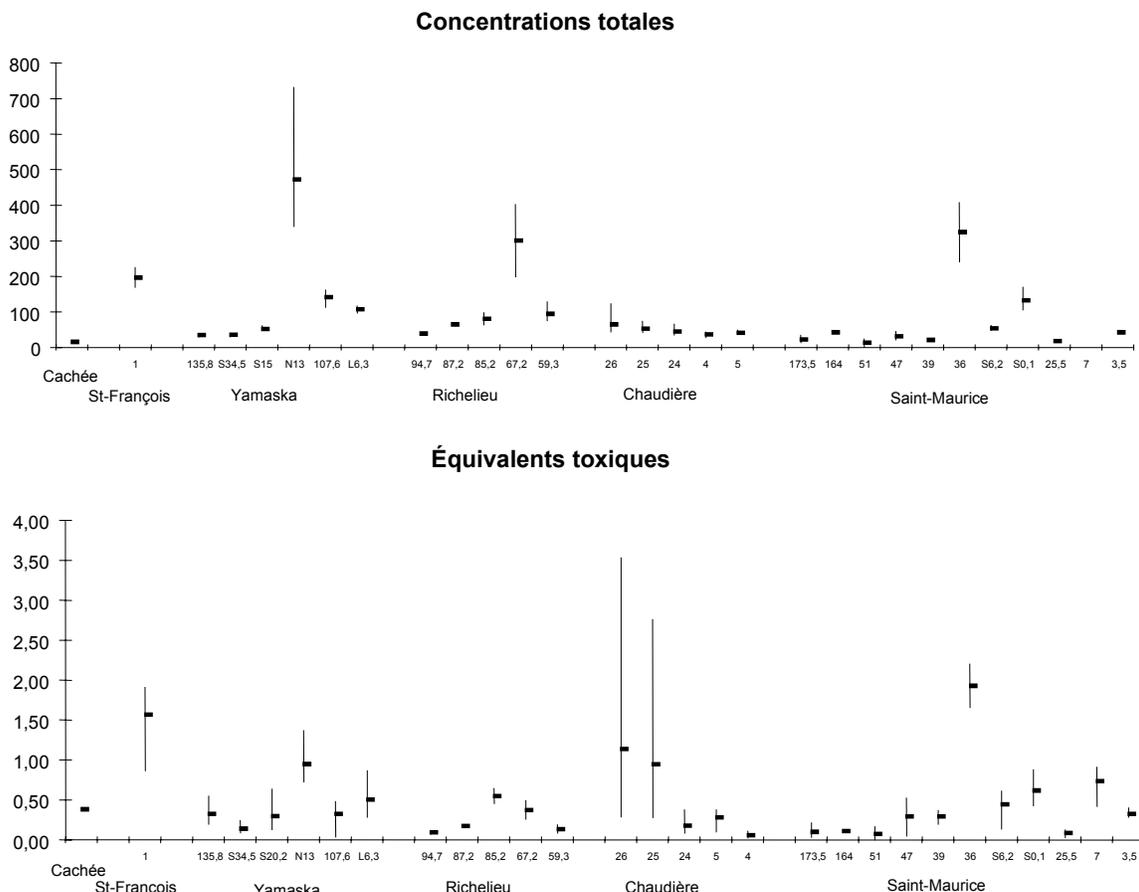


Figure 9 Concentrations (pg/g) de dioxines et furannes dans les mousses aquatiques placées dans six cours d'eau du Québec; maximum, minimum et moyenne des mesures à chaque station

En aval de La Tuque, les teneurs totales passent à 42,0 pg/g et à 0,11 pg/g en équivalents toxiques. La hausse des teneurs en dioxines et furannes totaux est de 90 %, mais elle n'est pas statistiquement significative ($P = 0,1154$). Il peut paraître étonnant que cette hausse, relativement importante, ne soit pas significative sur le plan statistique. Il faut toutefois signaler que la puissance du test à détecter des différences significatives est diminuée par la présence de seulement deux mesures de dioxines et furannes à la station en aval. De fait, la papetière de La Tuque est une source reconnue de dioxines et furannes. Lapierre (2002) démontre que les poissons pêchés en aval de l'usine contiennent plus de dioxines et furannes que ceux capturés en amont.

Grand-Mère

Les résultats en amont de Grand-Mère ressemblent à ceux de la station de référence en amont de La Tuque, tant par les congénères présents que les teneurs mesurées. De six congénères détectés en amont de Grand-Mère, pour un total de 13,97 pg/g, on passe à 13 congénères pour un total de 31,07 pg/g à la station en aval (tableau 4). Il est donc possible qu'il y ait un apport de dioxines et furannes à Grand-Mère, quoique les différences entre l'amont et l'aval, avec des probabilités de 0,2090 pour les totaux et de 0,1199 pour les équivalents toxiques, n'atteignent pas le seuil jugé significatif (0,10). Aux deux stations, les teneurs se comparent à celles mesurées en maints autres endroits au Québec (figure 9).

Shawinigan

Shawinigan est une importante source de dioxines et furannes. À la station 39,0, en amont de la ville, les teneurs de 21,4 pg/g pour le total des congénères et de 0,3 pg/g en équivalents toxique sont analogues à celles en amont de La Tuque. En face de la ville, les teneurs font un bond à 318,5 pg/g, le maximum du bassin et une des plus hautes valeurs mesurées jusqu'à présent (figures 8 et 9). Plusieurs congénères présentent des augmentations de concentration, mais la hausse globale est principalement due à celles des dioxines et furannes à sept ou à huit atomes de chlore (tableau 4).

Dans la même ville, on observe également une hausse significative ($P = 0,0151$), mais moins marquée, de concentration dans la rivière Shawinigan (figure 8). Cette dernière doit d'ailleurs être considérée comme une source de dioxines et furannes pour le Saint-Maurice, car les teneurs de cette rivière à son embouchure sont six fois plus élevées qu'en amont de La Tuque.

Trois-Rivières

Trois-Rivières est une source des dioxines et furannes à sept ou à huit atomes de chlore (tableau 4). Par rapport à Saint-Étienne-des-Grès, il en résulte des hausses significatives, d'un facteur de 2,4 en dioxines furannes totaux et d'un facteur de 3,7 en équivalents toxiques. Il faut toutefois signaler que les teneurs à Saint-Étienne-des-Grès sont faibles et que, malgré la hausse à Trois-Rivières, les concentrations demeurent relativement basses comparativement à ce qui a été mesuré ailleurs au Québec (figure 9).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Comme les BPC et les dioxines et furannes, les HAP constituent une famille de substances de taille et de poids moléculaires différents. Les cellules à dialyse détectent bien les HAP « légers », c'est-à-dire ceux ayant un poids moléculaire de 202 et moins. Lorsque les concentrations ambiantes sont suffisantes, les cellules peuvent détecter aussi des HAP de poids intermédiaire, mais elles ne captent pas les HAP lourds, tels que les formes dibenzo, qui ont plutôt tendance à adhérer aux particules en suspension et à sédimenter au fond du cours d'eau (Berryman, 1993). La non-détection de ces HAP lourds par les cellules à dialyse ne veut donc pas dire qu'ils soient absents du milieu.

L'analyse des HAP dans les cellules à dialyse a permis de détecter 16 substances dans le Saint-Maurice. Les résultats de l'analyse de la variance (annexe 5) démontrent que les teneurs moyennes aux différentes stations ne peuvent être considérées égales, sauf pour le triméthylnaphtalène. Les tests de comparaison a posteriori (annexe 6) démontrent que Shawinigan est une source de 15 HAP et que La Tuque et Trois-Rivières sont respectivement des sources de cinq et de deux de ces substances.

La Tuque et Grand-Mère

La Tuque est une source de 1- et de 2-méthylnaphtalène, de phénanthrène, de fluoranthène et de pyrène pour le Saint-Maurice (figure 10). Les concentrations en aval de la ville sont, selon la substance, 1,3 à 2,9 fois plus élevées qu'en amont. Quoique statistiquement significatives, ces hausses et les teneurs résultantes sont relativement modestes. Aucun HAP ne présente de hausse significative de concentration à Grand-Mère.

Shawinigan

Shawinigan est une source évidente de HAP pour le milieu aquatique environnant. De la station située en amont de la ville à celle située en face du centre-ville, on observe des hausses significatives de 12 HAP (figure 10). Les hausses sont substantielles, notamment pour l'acénaphthylène, l'acénaphène, le fluorène, le phénanthrène, l'anthracène et le pyrène, dont les teneurs dans les cellules à dialyse placées en face du centre-ville sont 10 à 62 fois plus élevées qu'en amont. Dans les cas de l'acénaphthylène et de l'anthracène, les teneurs atteintes sont plus élevées que dans tous les autres cours d'eau où la technique des cellules à dialyse a été employée.

Dans la rivière Shawinigan, les mêmes substances, à l'exception du naphtalène et du 2-méthylnaphtalène, mais à laquelle s'ajoutent les benzo[*b*]- et benzo[*k*]fluoranthène et le benzo[*a*]pyrène, présentent des hausses significatives de concentration (figure 10). Ces trois dernières substances n'ont d'ailleurs été détectées qu'à la station située dans l'embouchure de la rivière Shawinigan, tout comme le triméthylnaphtalène détecté en traces dans deux des six cellules à dialyse placées à cet endroit. Avec les teneurs élevées à son embouchure, la rivière Shawinnigan devient une source de HAP pour le Saint-Maurice. En effet, à l'exception du naphtalène et du 2-méthylnaphtalène, les teneurs des différents HAP dans l'embouchure de la rivière Shawinigan sont 1,7 à 94 fois plus élevées que dans le Saint-Maurice, à la station de référence en amont de La Tuque.

Selon la documentation scientifique, les principales sources de HAP sont la combustion incomplète de matières organiques et certains procédés industriels (Lalonde et collab., 1993; Lavalin Environnement, 1988). Le lessivage des matériaux créosotés, tels que les pilotis de quais et les piliers de ponts, est aussi une source de HAP pour le milieu aquatique (CNRC, 1984, cité dans CCMRE, 1987). On trouve également des HAP dans les eaux de ruissellement urbain (Makepeace *et al.*, 1995). De fait, les sources potentielles de HAP dans le milieu aquatique sont nombreuses et variées. Des teneurs élevées de HAP dans l'air à Shawinigan sont observées depuis longtemps (Germain, 1997), l'aluminerie SÉCAL, Norton Céramiques Avancées du Canada et l'ancienne usine de carbure Shawbec étant des sources reconnues de HAP (Jauron, 2000).

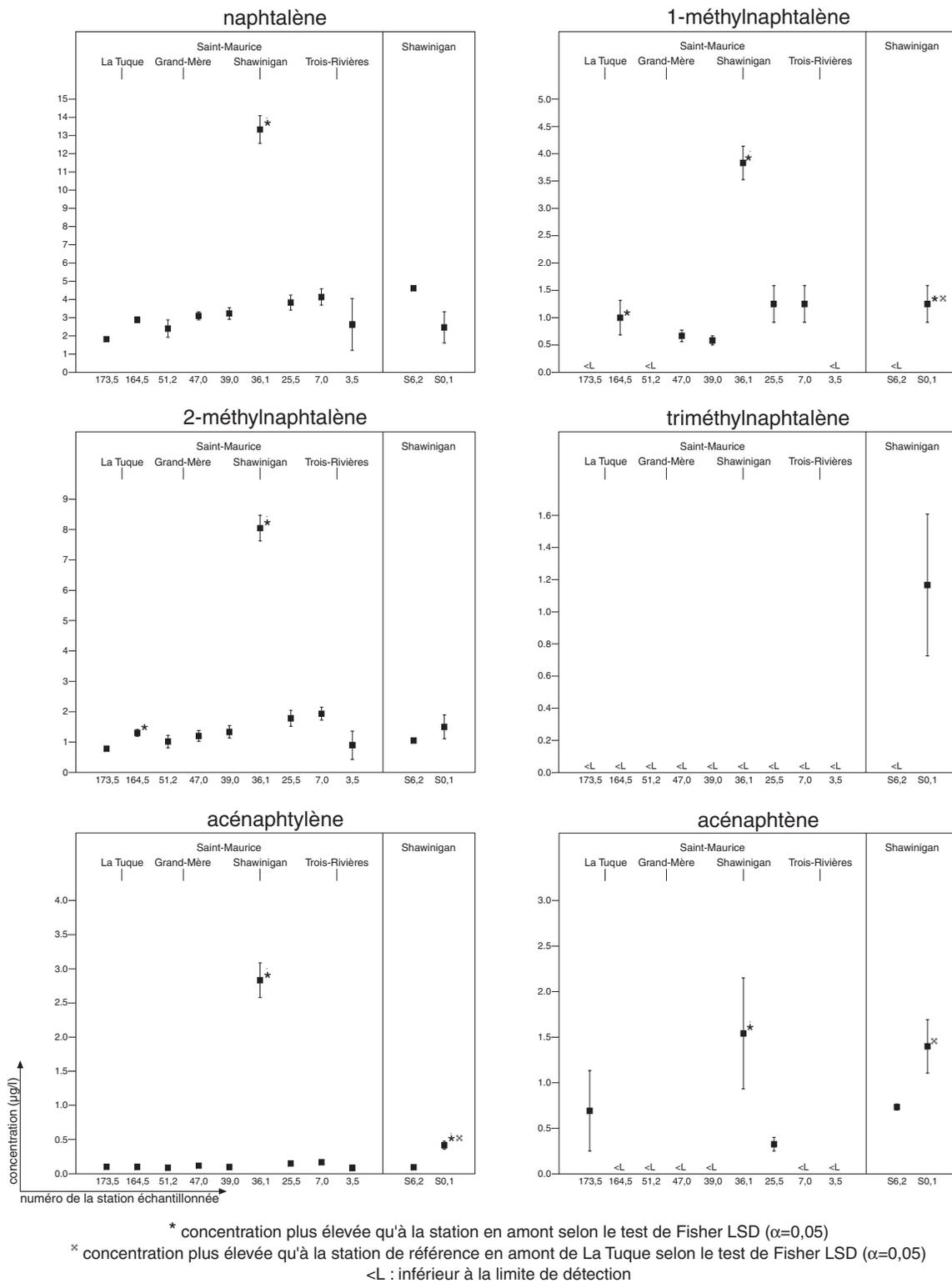


Figure 10 Moyennes et erreurs types des concentrations de HAP dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

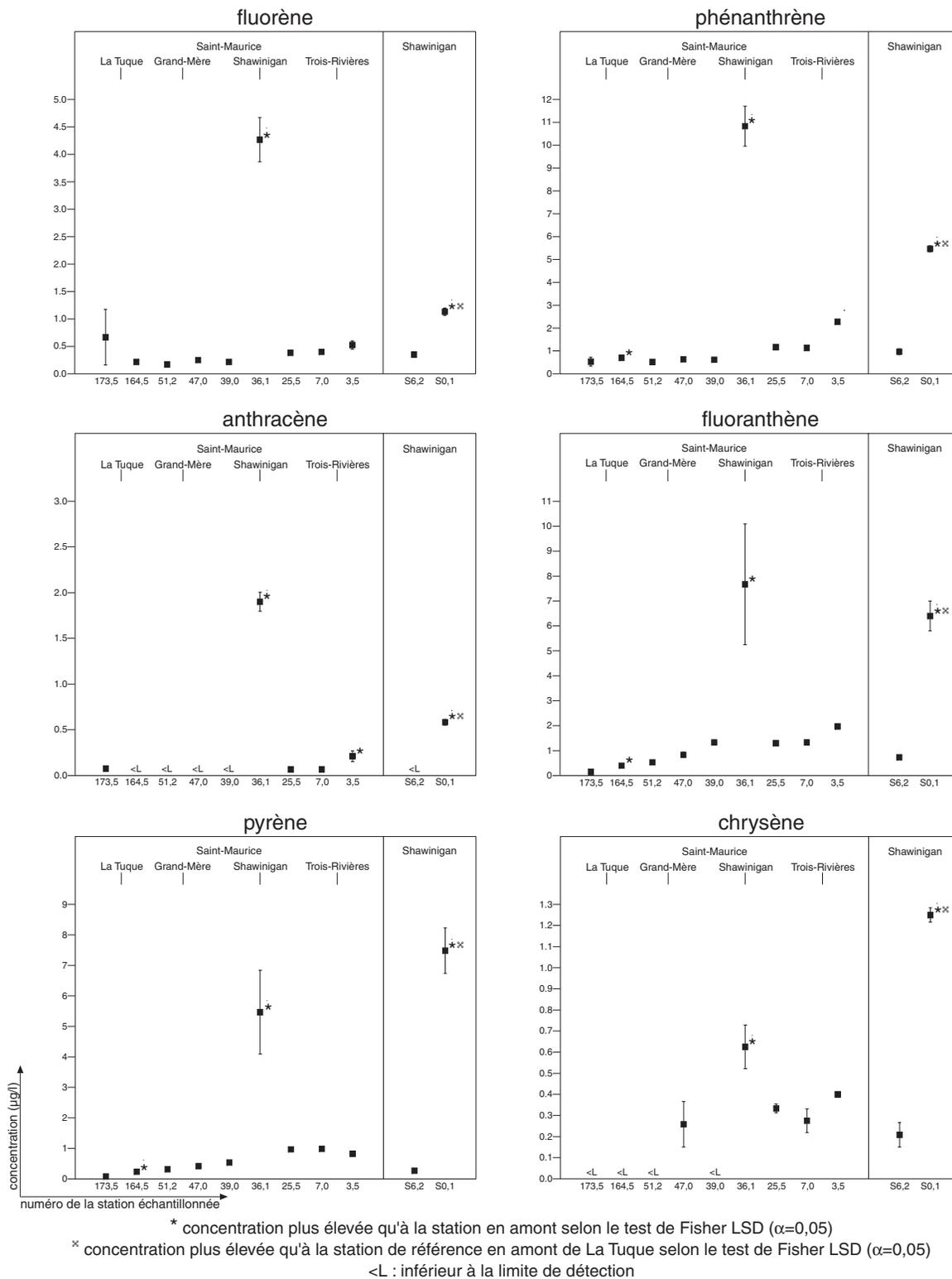


Figure 10 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de HAP dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

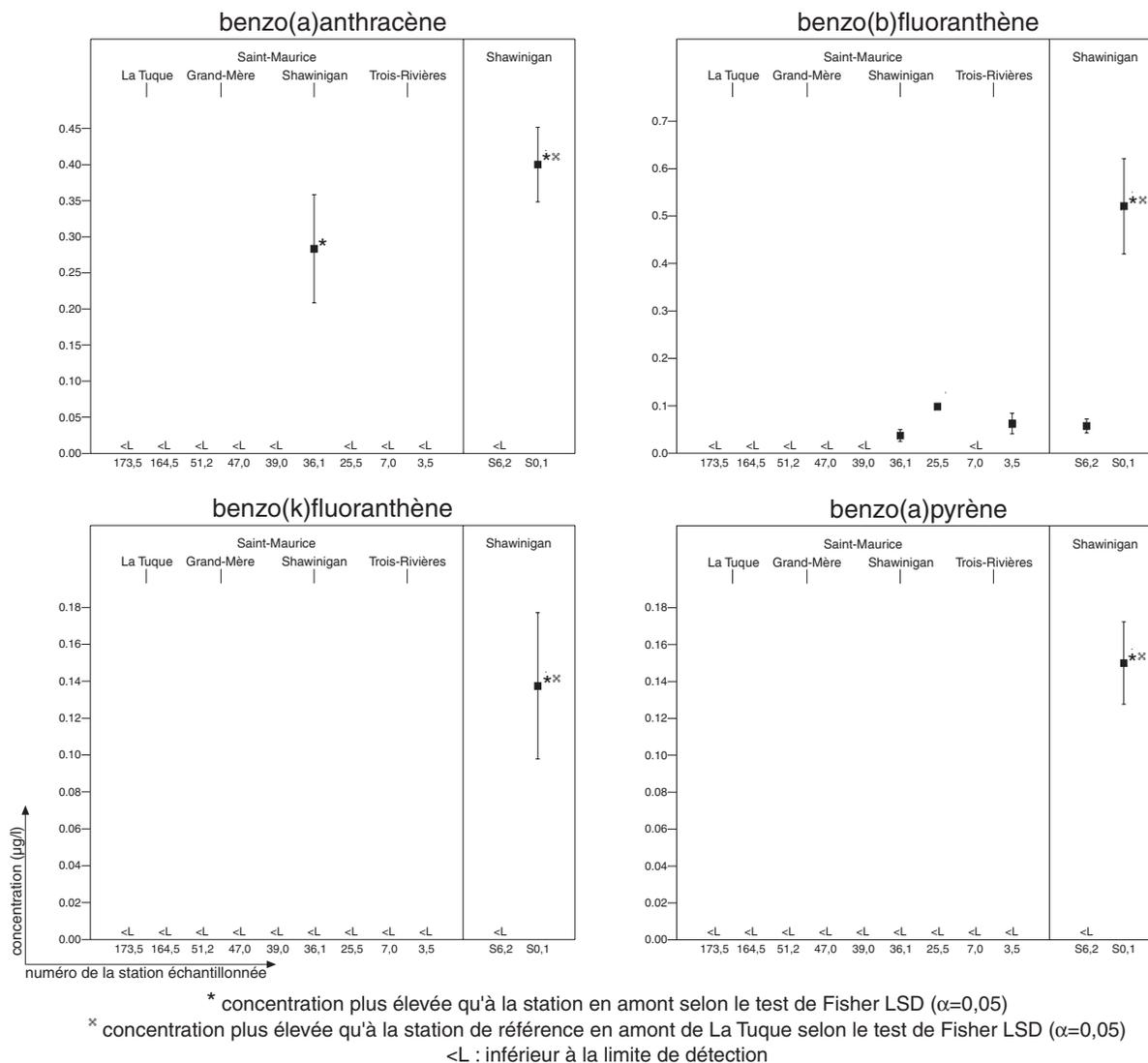


Figure 10 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de HAP dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

Trois-Rivières

Il y a très peu de différences entre les teneurs en HAP mesurées à Saint-Étienne-des-Grès et celles mesurées à Trois-Rivières (figure 10). Seule l'anthracène présente une hausse significative de concentration, mais les teneurs en cause demeurent assez faibles.

Phtalates

Les phtalates constituent un vaste groupe de produits chimiques utilisés principalement comme plastifiants. Il y a plusieurs sources de phtalates dans le milieu aquatique, notamment les usines de

PVC, de textiles et de papier, les eaux de lixiviation des dépotoirs et les incinérateurs (CCMRE, 1987). De plus, on retrouve fréquemment des phtalates dans les eaux de ruissellement urbain (Makepeace *et al.*, 1995).

La figure 11 schématise les résultats de l'analyse des phtalates dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan. Six phtalates ont été détectés, mais, selon l'analyse de la variance, aucune différence significative n'a été trouvée entre les stations, sauf pour le diméthylphtalate, le diéthylphtalate et le bis(2-éthylhexyl)phtalate (annexe 5). L'application du test de comparaisons multiples démontre que Shawinigan est une source de ces deux dernières substances. Les teneurs en face du centre-ville sont respectivement 5,8 et 17 fois plus élevées qu'en amont. On détecte aussi un apport de diéthylphtalate dans la rivière Shawinigan. Finalement, Trois-Rivières présente des hausses de diméthylphtalate et de diéthylphtalate statistiquement significatives, mais plus modestes que celles dans le Saint-Maurice à Shawinigan.

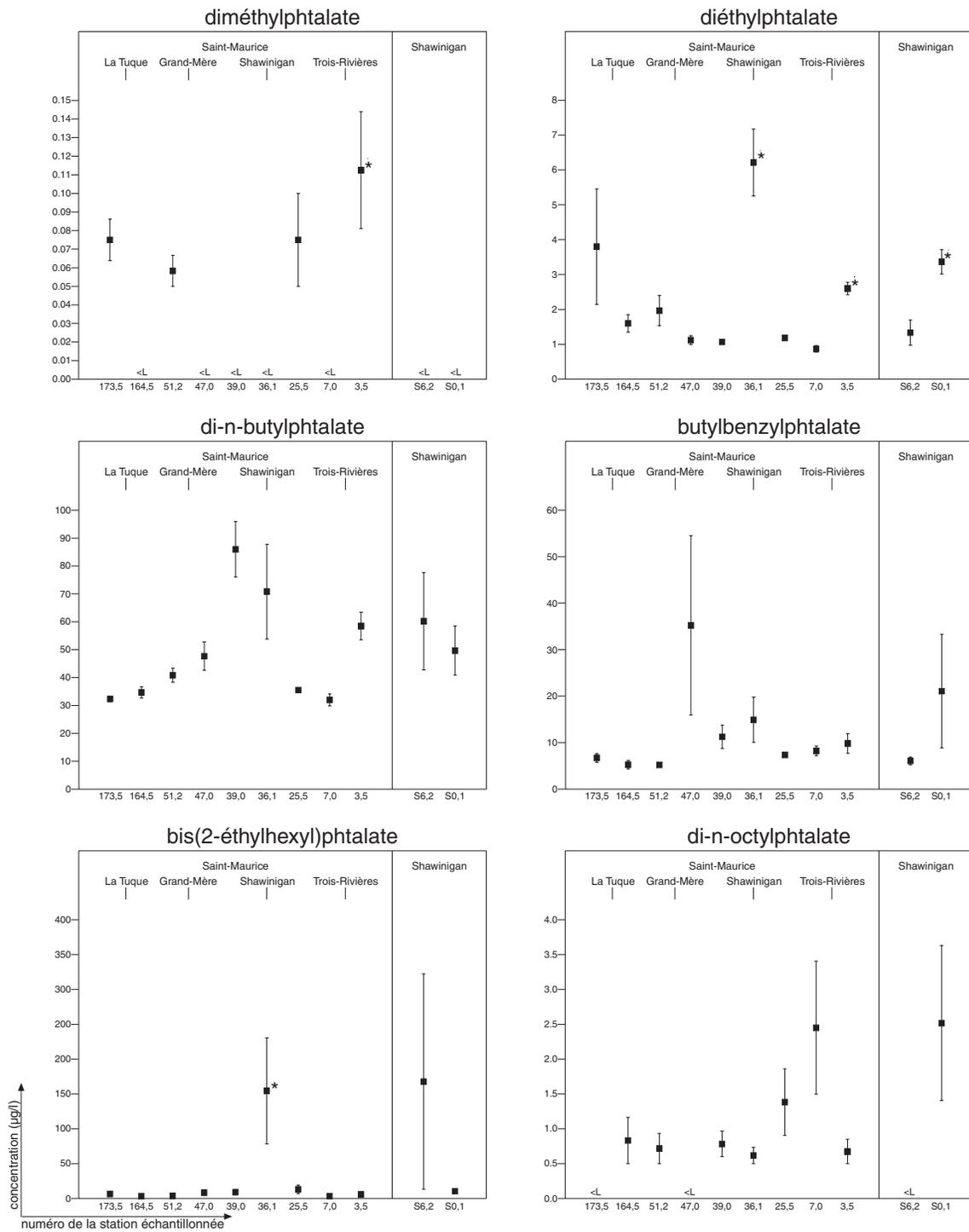
Autres composés organiques semi-volatils (COSV)

En plus des HAP et des phtalates, les cellules à dialyse placées dans le Saint-Maurice ont permis de détecter la présence de 16 autres composés organiques semi-volatils. Les résultats d'analyse pour ces substances sont schématisés à la figure 12.

Dans le cas du 1,2,4-trichlorobenzène, de l'hexachlorobutadiène, de l'hexachlorobenzène, du carbazole et du benzylbenzoate, l'analyse de la variance n'a pas trouvé de différence entre les concentrations aux différentes stations (annexe 5). De plus, pour toutes les autres substances, le test de comparaisons multiples n'a trouvé aucune différence entre les teneurs en amont et en aval de La Tuque, de Grand-Mère et de Trois-Rivières (annexe 6 et figure 12).

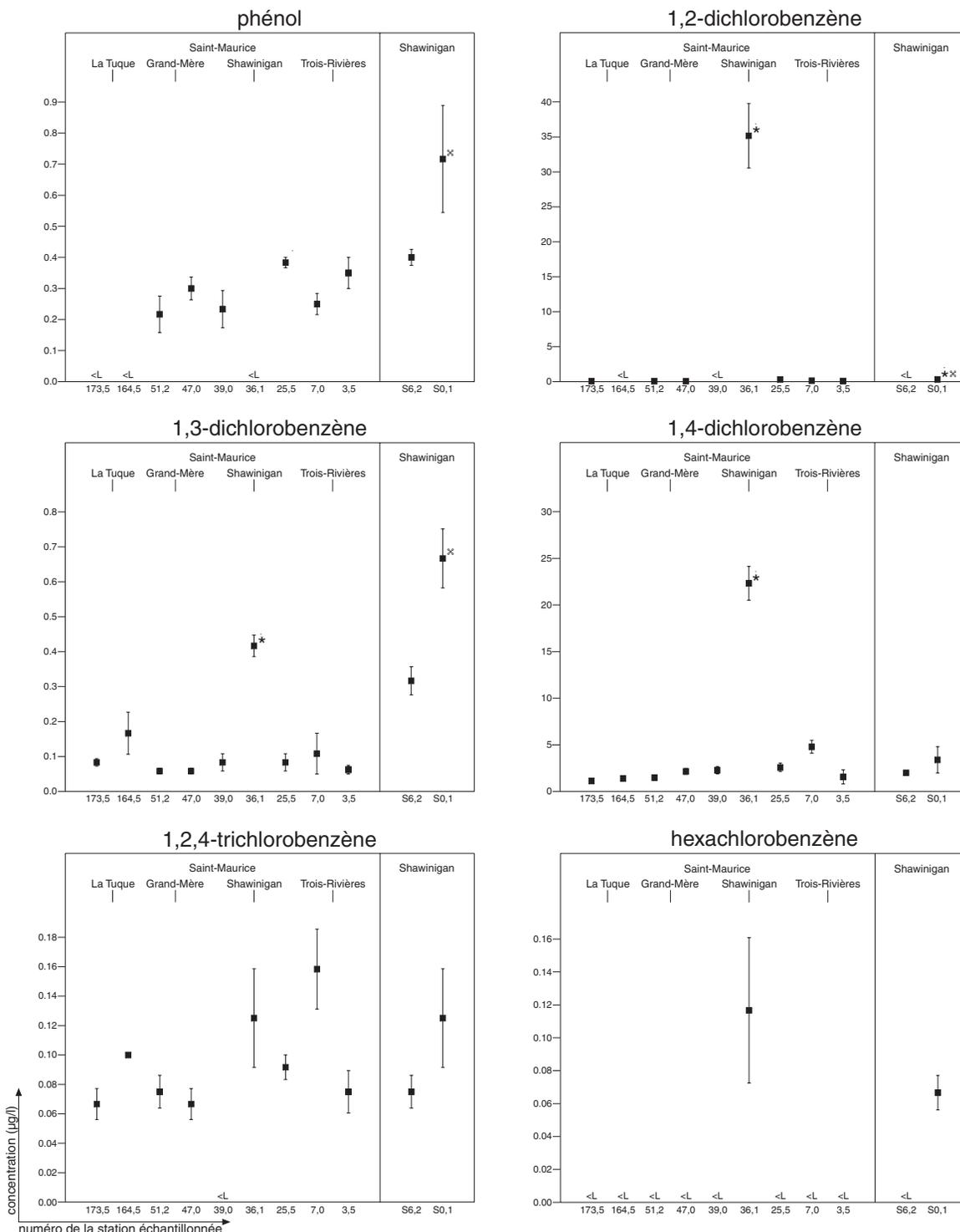
Il en va tout autrement à Shawinigan. La station située devant le centre-ville de Shawinigan affiche des hausses importantes de teneurs de 1,2-, 1,3- et 1,4-dichlorobenzène, ainsi que d'hexachloroéthane et de dibenzofurane par rapport à la station située en amont de cette ville, dans le Saint-Maurice (figure 12). Pour le 1,2-dichlorobenzène notamment, les teneurs inférieures à la limite de détection de 0,1 µg/L à la station en amont passent à 35,2 µg/L à la station en aval. Cette valeur est très élevée comparativement aux autres stations du bassin du Saint-Maurice, où les teneurs n'atteignent pas 1 µg/L, et celles des autres cours d'eau où cette substance n'a pas dépassé 3,25 µg/L. (Berryman et Nadeau, 1998a, 1998b; 1999).

Sauf pour le 1,4-dichlorobenzène, les composés organiques semi-volatils mentionnés au paragraphe précédent présentent aussi des hausses dans la rivière Shawinigan (figure 12). À ces substances, s'ajoutent le 9,10-anthracènedione, le 9,10-anthracènedione-2-amino, le pentachloroéthane et le benzophénone qui n'ont été détectés que dans l'embouchure de la rivière Shawinigan (figure 12). De plus, le 2-méthylthiobenzothiazole, qui est détecté à presque toutes les stations du bassin, présente une hausse significative de concentration dans la rivière Shawinigan, passant de valeurs inférieures à la limite de détection de 1 µg/L dans la partie amont, à 5,3 µg/L dans l'embouchure.



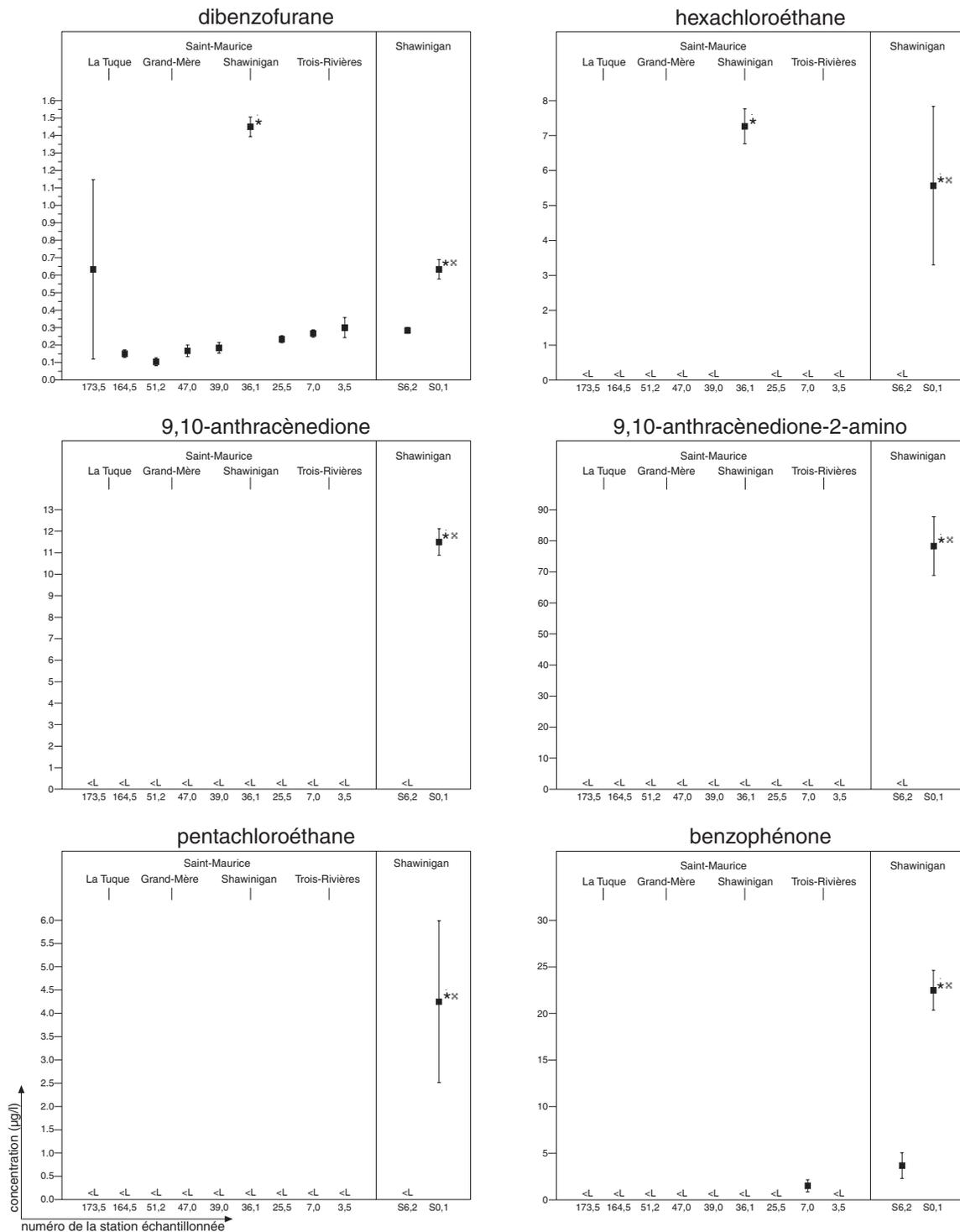
* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection

Figure 11 Moyennes et erreurs types des concentrations de phtalates dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection

Figure 12 Moyennes et erreurs types des concentrations de composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

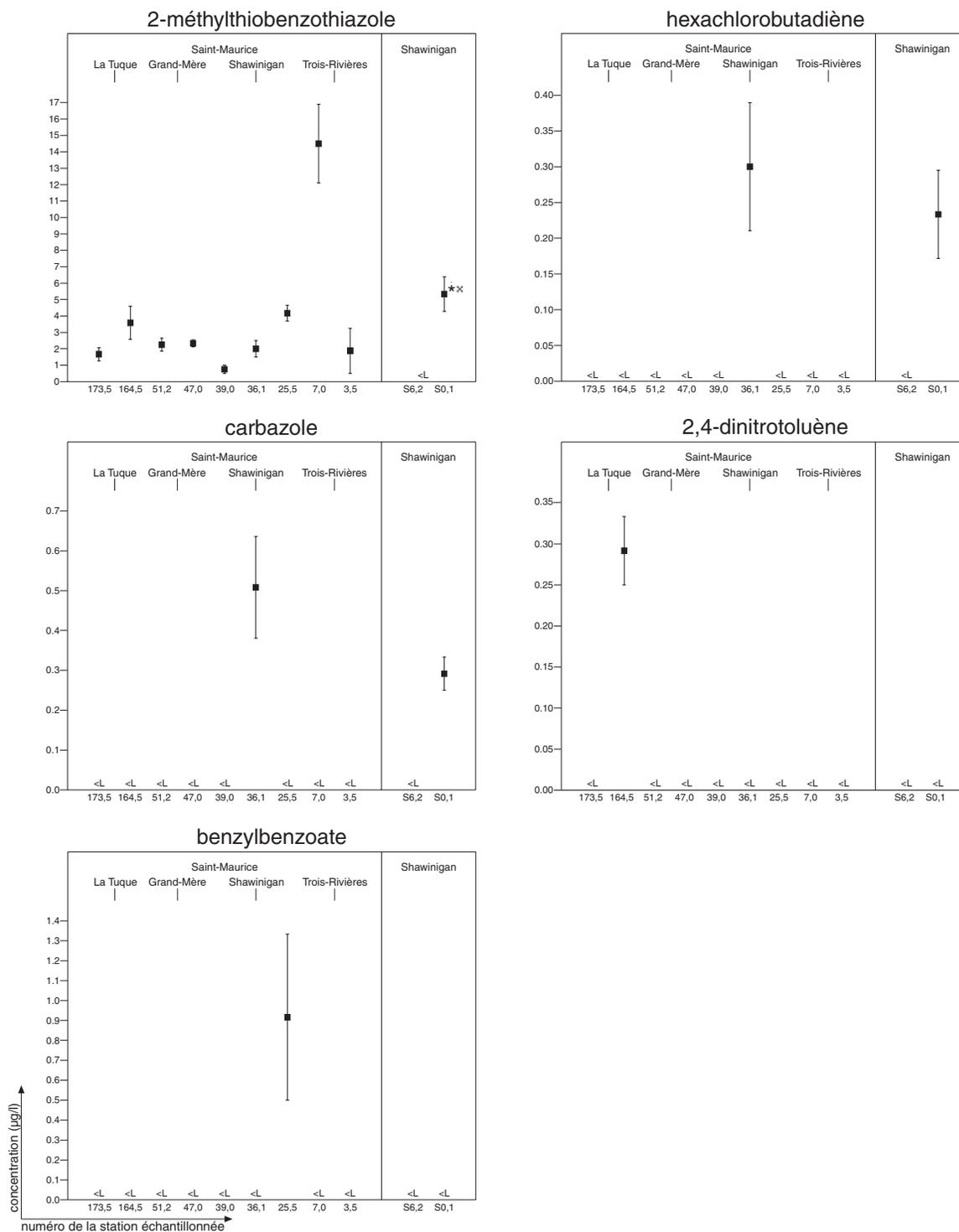


* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)

x concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)

<L : inférieur à la limite de détection

Figure 12 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)

* concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)

<L : inférieur à la limite de détection

Figure 12 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

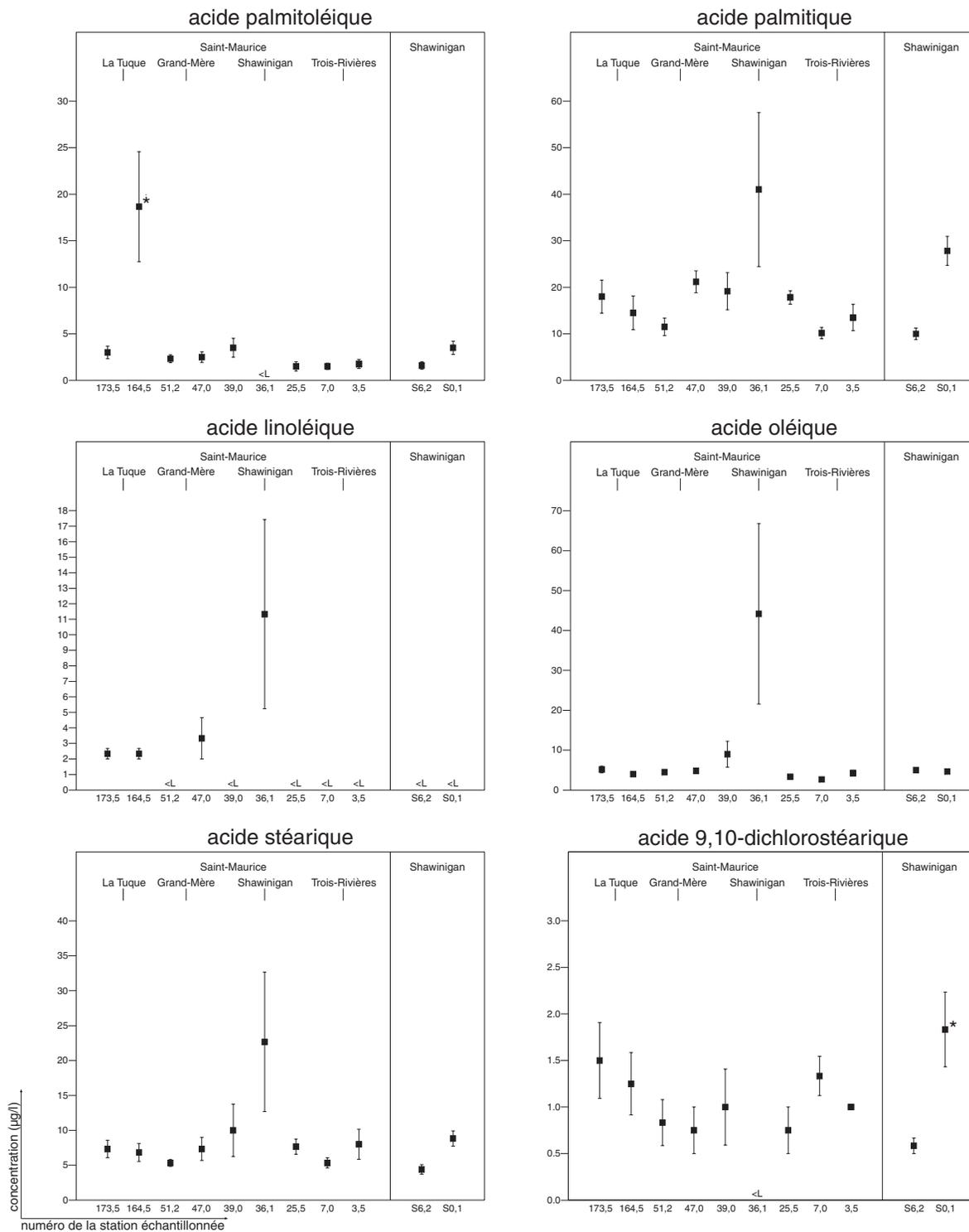
De tels apports dans la rivière Shawinigan et les concentrations résultantes à son embouchure font que ce cours d'eau devient une source de composés organiques semi-volatils pour le Saint-Maurice. En effet, dix de ces composés, soit le phénol, le 1,3- et le 1,2-dichlorobenzène, l'hexachloroéthane, le dibenzofurane, le 9,10-anthracènedione, le 9,10-anthracènedione-2-amino, le pentachloroéthane, le 2-méthylthiobenzothiazole et le benzophénone, ont des teneurs nettement plus élevées dans l'embouchure de la rivière Shawinigan que dans le Saint-Maurice, à la station de référence en amont de La Tuque (figure 12 et annexe 6).

Acides gras et résiniques

L'analyse des acides gras et résiniques du contenu des cellules à dialyse a mis en évidence la présence de onze de ces substances dans le bassin du Saint-Maurice. Les résultats d'analyse sont schématisés aux figures 13 et 14, sauf pour l'acide pimarique, qui n'a été trouvé qu'en traces non quantifiables dans cinq des six cellules à dialyse placées dans l'embouchure de la rivière Shawinigan.

Dans le cas des acides palmitique, linoléique, oléique, stéarique et abiétique, l'analyse de la variance ne trouve aucune différence entre les teneurs mesurées aux dix stations du bassin (annexe 5). À La Tuque, on constate une hausse significative des teneurs en acides palmitoléique et déhydroabiétique (figures 13 et 14). Ce dernier est un acide résinique typiquement associé aux secteurs des pâtes et papiers et de la transformation du bois, ainsi qu'au flottage.

Dans la rivière Shawinigan aussi, on constate une hausse de l'acide déhydroabiétique, à laquelle s'ajoutent les acides 9,10-dichlorostéarique, sandaracopimarique, isopimarique (figures 13 et 14), ainsi que les traces d'acide pimarique déjà mentionnées. De plus, avec une valeur de $P = 0,0684$, la hausse de la teneur en acide palmitoléique est très près du seuil significatif de 0,05. Les teneurs de ces acides dans l'embouchure de la rivière Shawinigan sont, selon le cas, de deux à près de neuf fois plus élevées qu'à la station située plus en amont sur ce cours d'eau. La rivière Shawinigan doit être considérée comme une source d'acides résiniques pour le Saint-Maurice, car les acides sandaracopimarique, isopimarique et déhydroabiétique présents à son embouchure ont des teneurs deux à dix fois plus élevées qu'à la station de référence en amont de La Tuque (figure 14) et ces différences sont statistiquement significatives (annexe 6).



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection

Figure 13 Moyennes et erreurs types des concentrations des acides gras dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

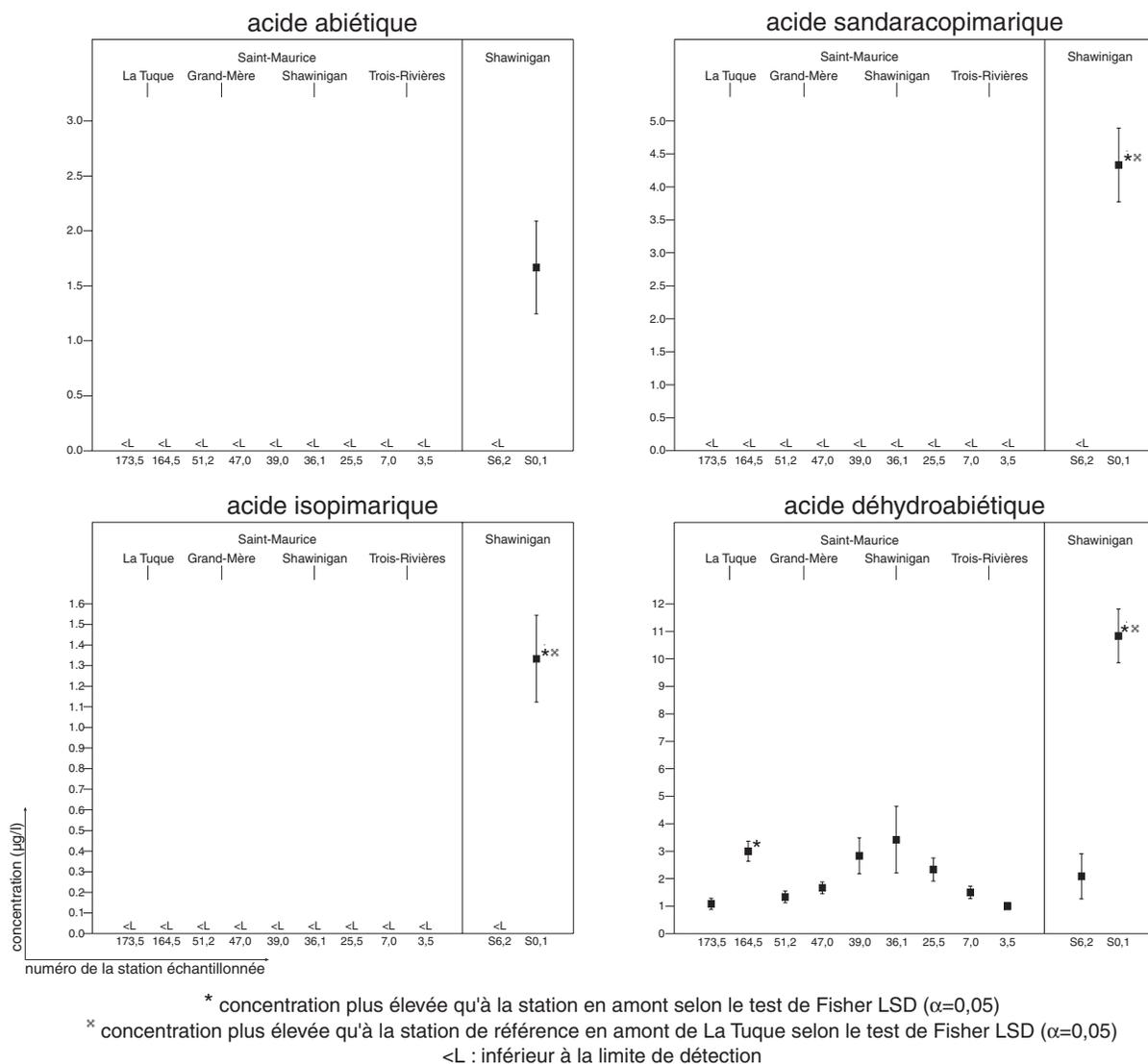


Figure 14 Moyennes et erreurs types des concentrations des acides résiniques dans les cellules à dialyse placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

SYNTHÈSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION

Dans cette section, les résultats obtenus pour les différentes classes de polluants sont regroupés et discutés site par site. Les résultats sont également comparés avec ceux obtenus dans le cadre des autres études réalisées par le MENV sur le Saint-Maurice, durant la même période.

Pour chacune des sources potentielles à l'étude, le tableau 5 énumère les substances qui connaissent des hausses statistiquement significatives de concentration. Dans ce tableau, le facteur d'augmentation quantifie l'amplitude de l'augmentation de concentration de l'amont à l'aval du site considéré. Par exemple, la première ligne du tableau indique que la concentration de baryum en aval

Tableau 5 Liste des substances présentant une hausse de concentration à chacun des sites à l'étude dans le bassin du Saint-Maurice

Rivière	Site	Groupe	Substance	P ¹	Facteur d'augmentation ²	
St-Maurice	La Tuque	Métaux	Baryum	0,0009	1,25	
			Manganèse	0,0304	1,27	
		BPC	18	0,0106	1,79	
			17	0,0106	1,86	
			31	0,0007	2,0	
			28	0,0027	1,91	
			33	0,0013	2,0	
			52	0,0007	2,1	
			49	0,0107	1,81	
			44	0,0066	1,93	
			110	0,0287	1,78	
			118	0,0156	1,78	
			105	0,0465	1,57	
			149	0,0472	1,83	
			138	0,0157	1,61	
			187	0,0824	2,6	
			HAP	1-méthylnaphtalène	0,0444	2,0
				2-méthylnaphtalène	0,0501	1,66
				Phénanthrène	0,0045	1,32
				Fluoranthène	0,0451	2,7
		Pyrène		0,0010	2,9	
		Acides gras		Acide palmitoléique	0,0004	6,2
		Acides résiniques	Acide déhydroabiétique	0,0101	2,7	
			Grand-Mère	BPC	180	0,0001
	Shawinigan	Métaux	Baryum	0,0021	1,17	
			Cuivre	0,0065	2,0	
			Mercure	0,0001	38	
			Magnésium	0,0001	1,59	
			Plomb	0,0014	1,37	
			BPC	138	0,0692	1,43
		128		0,0294	1,50	
		180		0,0005	3,9	
		199		0,0042	3,8	
		208		0,0001	6,7	
		209		0,0002	16	
		Dioxines et furannes	1,2,3,6,7,8-H6CDD		12	
1,2,3,4,6,7,8-H7CDD				5,9		
OCDD				13		
Autres H6CDD				20		
Autres H7CDD				26		
1,2,3,4,6,7,8-H7CDF				13		
OCDF				23		
Autres P5CDF			9,6			
Autres H6CDF		68				

Tableau 5 Liste des substances présentant une hausse de concentration à chacun des sites à l'étude dans le bassin du Saint-Maurice (suite)

Rivière	Site	Groupe	Substance	P ¹	Facteur d'augmentation ²	
St-Maurice (suite)	Shawinigan (suite)	Dioxines et furannes (suite)	Autres H7CDF		160	
			Totaux	0,0001	15	
		HAP	Équivalents toxiques	0,0311	6,9	
			Naphtalène	0,0016	4,1	
			1-méthylnaphtalène	0,0001	6,3	
			2-méthylnaphtalène	0,0001	6,0	
			Acénaphthylène	0,0001	29	
			Acénaphthène	0,0015	62	
			Fluorène	0,0001	19	
			Phénanthrène	0,0001	18	
			Anthracène	0,0001	38	
			Fluoranthène	0,0248	5,8	
			Pyrène	0,0001	10	
			Benzo(a)anthracène	0,0023	2,8	
		Phtalates	Chrysène	0,0001	2,1	
			Diéthylphtalate	0,0001	5,8	
			Bis(2éthylhexyl)phtalate	0,0062	17	
		Autres C.O.S.V. ³	1,3-dichlorobenzène	0,0004	5,3	
			1,4-dichlorobenzène	0,0001	9,8	
			1,2-dichlorobenzène	0,0001	703	
			Hexachloroéthane	0,0001	15	
			Dibenzofuranne	0,0001	8,1	
		Riv. Shawinigan ⁴	Métaux	Aluminium	0,0134	1,15
				Magnésium	0,0001	2,7
			BPC	18	0,0255	1,68
				17	0,0285	1,75
				31	0,0002	2,4
				28	0,0009	2,3
	33			0,0004	2,5	
	52			0,0002	2,6	
	49			0,0009	2,7	
	44			0,0004	2,9	
	70			0,0008	3,2	
	110			0,0004	3,6	
	118			0,0001	3,8	
105	0,0001			3,5		
151	0,0037			4,0		
149	0,0001			5,8		
153	0,0005			3,4		
132	0,0004	4,6				
138	0,0001	4,7				
158	0,0050	4,9				
128	0,0003	3,2				
187	0,0028	5,9				
177	0,0007	24				

Tableau 5 Liste des substances présentant une hausse de concentration à chacun des sites à l'étude dans le bassin du Saint-Maurice (suite)

Rivière	Site	Groupe	Substance	p ¹	Facteur d'augmentation ²	
St-Maurice (suite)	Riv. Shawinigan (suite)	BPC (suite)	171	0,0006	5,7	
			180	0,0001	57	
			209	0,0005	48	
			Totaux	0,0004	3,0	
		Dioxines et furannes	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD		6,7	
			OCDD		4,5	
			Autres H6CDD		25	
			Autres H7CDD		6,9	
			OCDF		39	
			Autres H6CDF		15	
			Autres H7CDF		107	
			Totaux	0,0004	6,0	
			HAP	Équivalents toxiques	0,0052	7,2
				1-méthylnaphtalène	0,0059	2,6
				Acénaphtylène	0,0002	4,1
				Acénaphène	0,0005	2,0
				Fluorène	0,0002	1,69
				Phénanthrène	0,0001	10
				Anthracène	0,0001	7,3
				Fluoranthène	0,0001	43
				Pyrène	0,0001	94
		Benzo(a)anthracène		0,0001	4,0	
		Chrysène		0,0001	8,3	
		Benzo(b)Fluoranthène		0,0001	21	
		Benzo(k)Fluoranthène		0,0001	5,6	
		Benzo(a)pyrène		0,0001	3,0	
		Autres C.O.S.V. ³		Phénol	0,0001	14
				1,3-dichlorobenzène	0,0001	8,4
				1,2-dichlorobenzène	0,0056	4,4
				Hexachloroéthane	0,0001	11
				Dibenzofuranne	0,0008	5,3
			9,10-anthracènedione	0,0001	23	
			9,10-anthra.-2-amino	0,0001	157	
			Pentachloroéthane	0,0001	8,5	
			2-méthylthiobenzothiazole	0,0310	3,1	
			Benzophénone	0,0001	45	
			Acides résiniques	Acide sandaracopimarique	0,0001	8,6
		Acide isopimarique		0,0001	2,6	
		Acide déhydroabiétique		0,0001	9,8	
		Trois-Rivières	BPC	18	0,0181	1,65
				17	0,0149	1,72
				31	0,0121	1,64
				28	0,0166	1,68
33	0,0059			1,85		

Tableau 5 Liste des substances présentant une hausse de concentration à chacun des sites à l'étude dans le bassin du Saint-Maurice (suite)

Rivière	Site	Groupe	Substance	P ¹	Facteur d'augmentation ²		
St-Maurice (suite)	Trois-Rivières (suite)	BPC (suite)	52	0,0099	1,78		
			49	0,0243	1,89		
			44	0,0243	2,0		
			70	0,0800	2,1		
			158	0,0021	4,3		
			128	0,0473	1,37		
			totaux	0,0485	1,77		
			Dioxines et furannes	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD		6,4	
				OCDD		2,1	
				2,3,7,8-T4CDF		3,4	
		1,2,3,4,6,7,8-H7CDF			6,0		
		Autres T4CDF			6,9		
		Autres P5CDF			33		
		Totaux		0,0150	2,4		
		Équivalents toxiques		0,0449	3,7		
		HAP	Anthracène	0,0052	3,0		
			Phtalates	Diméthylphtalate	0,0003	1,38	
				Diéthylphtalate	0,0001	2,2	
		Shawinigan	Shawinigan	Métaux	Aluminium	0,0380	1,15
					Magnésium	0,0001	1,59
					Plomb	0,0106	1,25
				BPC	31	0,0281	1,56
					28	0,0347	1,61
33	0,0190				1,67		
52	0,0203				1,50		
49	0,0502				1,71		
44	0,0196				1,81		
70	0,0304				1,92		
110	0,0205				2,1		
118	0,0095				2,0		
105	0,0053				2,0		
151	0,0563				2,2		
149	0,0378				2,1		
153	0,0142				2,1		
132	0,0168				2,3		
138	0,0040				2,1		
158	0,0432				2,1		
128	0,0073				1,71		
187	0,0913				1,91		
180	0,0499				1,88		
199	0,0138				2,0		
194	0,0138				4,9		
209	0,0028				9,6		
Totaux	0,0223				1,78		
Dioxines et furannes	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD					2,1	

Tableau 5 Liste des substances présentant une hausse de concentration à chacun des sites à l'étude dans le bassin du Saint-Maurice (suite)

Rivière	Site	Groupe	Substance	P ¹	Facteur d'augmentation ²		
Shawinigan (suite)	Shawinigan (suite)	Dioxines et furannes (suite)	OCDD		2,4		
			Autres H7CDD		5,2		
			OCDF		3,8		
			Autres H7CDF		6,0		
				HAP	Totaux	0,0151	1,75
			1-méthylnaphtalène		0,0059	2,6	
			Acénaphthylène		0,0003	4,5	
			Fluorène		0,0012	3,2	
			Phénanthrène		0,0001	5,6	
			Anthracène		0,0001	12	
			Fluoranthène		0,0006	8,8	
			Pyrène		0,0001	28	
			Benzo(a)anthracène		0,0001	4,0	
			Chrysène		0,0001	6,0	
			Benzo(b)Fluoranthène		0,0001	8,7	
			Benzo(k)Fluoranthène		0,0001	5,6	
			Benzo(a)pyrène		0,0001	3,0	
			Phtalates		Diéthylphtalate	0,0001	2,5
		Autres C.O.S.V. ³			1,2-dichlorobenzène	0,0014	6,2
			Hexachloroéthane		0,0001	11	
			Dibenzofuranne		0,0082	2,3	
			9,10-anthracènedione		0,0001	23	
			9,10-anthra.-2-amino		0,0001	157	
			Pentachloroéthane		0,0001	8,5	
			2-méthylthiobenzothiazole	0,0001	11		
			Benzophénone	0,0001	6,1		
			Acides gras	A. 9-10-dichlorostéarique	0,0051	3,0	
				Acides résiniques	Acide sandaracopimarique	0,0001	8,6
			Acide isopimarique		0,0001	2,6	
			Acide déhydroabiétique	0,0001	5,1		

¹probabilité associée à la valeur de F du test de comparaison a posteriori Fisher LSD.

²facteur d'augmentation des concentrations entre l'amont et l'aval des sites à l'étude

³ autres C.O.S.V. : composés organiques semi-volatils autres que les HAP et les phtalates.

⁴concentration à l'embouchure de la rivière Shawinigan comparée à celle du Saint-Maurice à la station de référence en amont de La Tuque

de La Tuque est 1,25 fois, ou 25 %, plus élevée que celle en amont. Les teneurs en BPC n° 31 (cinquième ligne) sont deux fois plus élevées en aval qu'en amont.

L'information du tableau 5 est synthétisée davantage à la figure 15. On constate à l'examen de ce tableau et de cette figure que Shawinigan est une source évidente de contaminants. Moins de substances ont été détectées à La Tuque et à Trois-Rivières et pratiquement aucun apport n'a été révélé à Grand-Mère.

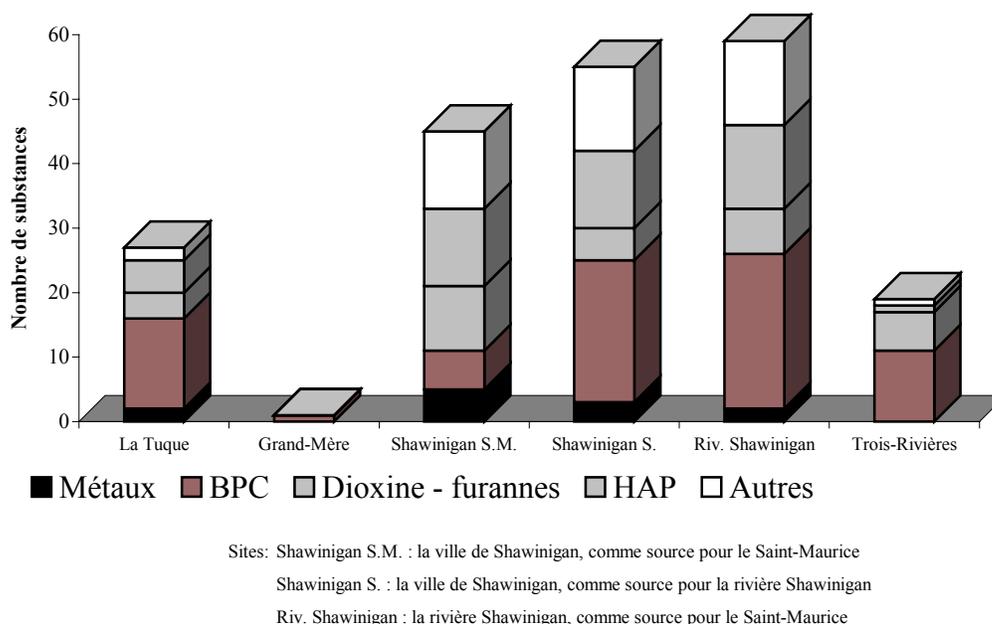


Figure 15 Nombre de substances toxiques présentant des hausses significatives de concentration à chacun des sites à l'étude

La Tuque

La Tuque est une source de BPC et de HAP pour le Saint-Maurice. On y détecte aussi des apports de deux métaux (baryum et manganèse), d'un acide gras (acide palmitoléique) et d'un acide résinique (acide déhydroabiétique). De fait, 27 substances, dont 14 congénères de BPC et cinq HAP, présentent des teneurs plus élevées en aval qu'en amont de La Tuque. La hausse de la teneur en BPC totaux est de 86 %. Pour ce qui est des HAP, les hausses sont d'un facteur de 1,3 à 2,7, selon la substance.

De tels résultats sont confirmés par ceux de Lapierre (2002) qui indiquent des concentrations de BPC nettement plus élevées dans le poisson pêché en aval de la ville que dans celui pêché en amont. Pour ce qui est des HAP, les mesures dans les matières en suspension ont permis à Lapierre de mettre en évidence les apports de La Tuque. Le même auteur démontre également un apport en dioxines et furannes. L'absence de signal de pollution dans les mousses aquatiques pour ces substances est peut-être due à la faible taille de l'échantillon à la station en aval.

La source la plus probable de ces contaminants est l'usine de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc. Cet établissement industriel est le seul de la municipalité de La Tuque à être retenu par le MENV pour intervention d'assainissement et fait partie des neuf établissements du bassin qui sont davantage susceptibles de rejeter des toxiques (Pelletier, 2002a). Outre cette usine, La Tuque comprend quatre lieux d'élimination de déchets dangereux et deux endroits où le sol est

contaminé (Lapierre, 2002). Cinq de ces six sites sont directement reliés aux opérations de la papetière.

De tels rejets ont peut-être des impacts sur la faune aquatique habitant le Saint-Maurice. Dans la communauté benthique, Pelletier (2002b) trouve en aval du barrage de La Tuque une très grande proportion d'organismes typiques des milieux pollués. Cela se répercute sur certains indices d'intégrité de la communauté benthique, qui affichent une baisse de la station en amont à la station en aval. Pour ce qui est du poisson, St-Jacques et Richard (2002) démontrent une dégradation de la communauté en aval de La Tuque.

En plus des apports de toxiques, il y a, entre l'amont et l'aval de La Tuque, des rejets de matières organiques et des différences d'habitat. Sur la seule base des présents résultats, il est difficile de savoir quelle partie des impacts sur la faune est attribuable aux apports de substances toxiques mises en évidence par la présente étude.

Grand-Mère

Aucun apport de substances toxiques n'a été détecté à Grand-Mère, à l'exception du congénère de BPC n° 180. La plupart des substances mesurées dans cette étude présentent des concentrations relativement faibles, en amont comme en aval de cette ville. Les mesures de mercure, de dioxines et furannes et d'acides résiniques effectuées dans le poisson et les dosages de HAP réalisés dans les sédiments en suspension par Lapierre (2002) aboutissent au même constat : les teneurs en aval de Grand-Mère ne sont pas plus élevées qu'en amont.

En ce qui a trait aux communautés biologiques, Pelletier (2002b) observe une amélioration plutôt qu'une dégradation de l'état du benthos en aval de Grand-Mère. Cela est dû principalement au fait que la communauté à la station en amont était en mauvaise condition, entre autres parce qu'elle est dans une zone de courant très lent en amont du barrage. À la station en aval, malgré qu'elle soit en meilleure condition, la communauté benthique demeure nettement dominée par des organismes tolérants à la pollution (vers oligochètes). Selon St-Jacques et Richard (2002), il n'y a aucune différence notable dans l'état de la communauté de poissons du Saint-Maurice, de part et d'autre de Grand-Mère.

De fait, la seule variable qui dénote un signal de pollution évident en aval de Grand-Mère est la contamination du poisson par les BPC. En effet, Lapierre (2002) trouve une hausse significative des teneurs en BPC dans le poisson, de la station située au kilomètre 51,2, en amont du barrage de Grand-Mère, à celle localisée au kilomètre 44,5, en aval de la ville. Pourquoi y a-t-il une hausse des teneurs en BPC dans le poisson, mais non pas dans les mousses aquatiques? Différentes hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cette différence, mais aucune ne peut être retenue avec certitude.

Shawinigan

Quarante-cinq substances ont des teneurs significativement plus élevées à la station de mesure située dans le Saint-Maurice près du banc de chaux, qu'à celle située trois kilomètres plus haut, en amont des installations industrielles (figure 15 et tableau 5). Ces substances comprennent des métaux, dont le baryum, le cuivre, le magnésium et le plomb, qui présentent des hausses de teneurs de 17 à 100 %, selon la substance.

Le mercure affiche une hausse beaucoup plus importante : les teneurs à la station en aval sont 38 fois plus élevées qu'à la station en amont. Les teneurs en mercure de 19,4 mg/kg dans les mousses aquatiques placées en face de Shawinigan sont sans commune mesure avec celles mesurées ailleurs dans le bassin du Saint-Maurice et tous les autres cours d'eau où la technique des mousses aquatiques a été utilisée. En effet, les teneurs en mercure dans les mousses aquatiques n'atteignent jamais 1 mg/kg et ne dépassent que rarement 0,5 mg/kg (Berryman, 1991, 1993, 1996a, 1996b; Berryman et Nadeau, 1998a, 1998b, 1999; Berryman et al. 1999b). Les valeurs très élevées de mercure mesurées en 1996, en face de Shawinigan, confirment celles obtenues au même endroit, en 1989, lors d'une première mise à l'essai de la technique des mousses aquatiques (Berryman, 1991). Il est cependant à noter que les mousses aquatiques placées en face de Shawinigan, en 1996 comme en 1989, se trouvaient très près du banc de chaux situé en bordure du Saint-Maurice. Les valeurs obtenues ne représentent donc que les conditions en rive, dans un espace restreint, et n'intègrent pas l'état du Saint-Maurice sur toute sa largeur, en face de Shawinigan.

Cet apport de mercure semble bien avoir des répercussions sur la contamination du poisson. En effet, Lapierre (2002) constate que les teneurs en mercure dans le meunier noir entier, lorsqu'elles sont ajustées en fonction de la taille des poissons, sont significativement plus élevées à Saint-Étienne-des-Grès, situé à 10 km en aval de Shawinigan, qu'aux autres stations d'échantillonnage localisées en amont, dans le bassin du Saint-Maurice. Dans l'avenir, il serait opportun de vérifier les teneurs en mercure des poissons capturés directement en face de Shawinigan, étant donné les teneurs en mercure extrêmement élevées dans les mousses aquatiques placées à cet endroit.

En ce qui a trait aux BPC, les congénères n^{os} 138, 128, 180, 199, 208 et 209 présentent des hausses de concentration significatives en face de Shawinigan. Ces six congénères ne représentent cependant qu'une faible part de la charge totale en BPC des mousses aquatiques, ce qui fait qu'en termes de BPC totaux, il n'y a aucune différence entre la station située en amont et celle située en face de Shawinigan. Avec des teneurs d'environ 45 000 pg/g, les deux endroits se situent dans la moyenne de ce qui a été mesuré jusqu'à maintenant sur l'ensemble des cours d'eau où des dosages de BPC ont été faits dans des mousses aquatiques.

Dans le Saint-Maurice, à la hauteur de Shawinigan, le signal de pollution par les dioxines et furannes est beaucoup plus clair que celui des BPC. En effet, au moins cinq formes de dioxines et au moins le même nombre de furannes présentent des hausses significatives de concentration en face de Shawinigan. Il en résulte des hausses, également significatives, d'un facteur de 15 en dioxines et furannes totaux et d'un facteur de près de 7 en équivalents toxiques de 2,3,7,8-TCDD (tableau 5).

Alors que les teneurs dans la partie en amont de Shawinigan se situent au niveau du bruit de fond, celles en face du centre-ville sont, en équivalents toxiques, les plus élevés des 35 sites échantillonnés jusqu'à maintenant au Québec à l'aide de cette technique. En dioxines et furannes totaux, la station en face de Shawinigan se trouve au deuxième rang.

Shawinigan est également une source de HAP pour le Saint-Maurice. Presque tous les HAP détectés dans les cellules à dialyse présentent de fortes hausses de concentration en face de la ville de Shawinigan. Les facteurs d'augmentation sont de 2,1 à 62 fois (tableau 5) et, pour 12 des 16 HAP détectés, les valeurs en face de Shawinigan sont les maximums du bassin. L'acénaphthylène et l'anthracène affichent les valeurs records de tous les cours d'eau étudiés à l'aide de cette technique. Ce signal de pollution est confirmé par les résultats de Lapierre (2002), qui constate à Shawinigan une forte hausse des teneurs en HAP dans les matières en suspension du Saint-Maurice.

En plus des HAP, Shawinigan est une source d'autres composés organiques semi-volatils. En effet, deux phtalates, trois formes de dichlorobenzènes, l'hexachloroéthane et le dibenzofurane voient à cet endroit leur concentration passer des valeurs typiques du bruit de fond à des niveaux nettement plus élevés. Dans le cas du 1,2-dichlorobenzène, par exemple, les teneurs sont inférieures à la limite de détection (0,1 µg/L) dans la partie en amont de la ville et font un bond à 35 µg/L à la station en face du centre-ville. C'est la valeur la plus élevée observée sur tous les cours d'eau étudiés jusqu'à maintenant à l'aide des cellules à dialyse.

L'origine exacte des contaminants mis en évidence à Shawinigan est difficile à identifier, car les sources potentielles sont nombreuses. On répertorie dans cette agglomération sept entreprises susceptibles de déverser des substances toxiques dans le milieu aquatique. Il s'y trouve aussi cinq lieux d'élimination de déchets dangereux : un des legs du lourd passé industriel de cette région.

Malgré l'important apport de substances toxiques au Saint-Maurice en face de Shawinigan, on n'y observe pas d'impacts évidents sur la faune aquatique. Les communautés piscicoles et benthiques sont dans un état jugé moyen, à la station en amont de Shawinigan comme à celle située en face du centre-ville (St-Jacques et Richard, 2002; Pelletier, 2002b).

La rivière Shawinigan

L'agglomération de Shawinigan est également une source de substances toxiques pour la rivière Shawinigan : 55 substances (tableau 5) ont des concentrations significativement plus élevées dans l'embouchure de cette rivière qu'à l'autre station de mesure, située 6,2 km plus haut, à l'extrémité nord-est du quartier Shawinigan-Nord. Il est à noter que 25 de ces substances présentent également des hausses dans le Saint-Maurice à la hauteur de Shawinigan. Il est donc possible qu'une part des hausses de concentration observées soit due à l'eau pompée du Saint-Maurice et rejetée dans la rivière Shawinigan par la compagnie Abitibi-Consolidated Inc.

Ces 55 substances comprennent 22 congénères de BPC, qui affichent des hausses d'un facteur variant de 1,5 à 10 selon le congénère. Il en résulte une augmentation de 78 % des teneurs en BPC totaux, qui atteignent la valeur de 81 400 pg/g dans l'embouchure. Cette valeur est relativement

élevée comparativement à celles obtenues à l'ensemble des sites du Québec où cette technique a été utilisée.

Tout comme le Saint-Maurice, la rivière Shawinigan reçoit des dioxines et furannes en provenance de Shawinigan. À la différence de ce qui est observé dans le Saint-Maurice cependant, seules les formes à sept ou à huit atomes de chlore présentent des hausses de concentration et celles-ci sont de moindre amplitude. Dans la rivière Shawinigan, il y a une hausse de 75 % des teneurs en dioxines et furannes totaux, mais aucune augmentation significative en termes d'équivalents toxiques.

Dans le cas des HAP également, on constate des hausses de teneurs dans la rivière Shawinigan, à la hauteur de la ville du même nom. Pour un certain nombre de HAP parmi les plus légers, les hausses dans la rivière Shawinigan, quoique significatives, sont moins marquées que dans le Saint-Maurice. À l'inverse, les HAP plus lourds, benzo[*a*]anthracène, chrysène, benzo[*b*]- et benzo[*k*]fluoranthène et benzo[*a*]pyrène, affichent des hausses plus importantes. De fait, ces deux derniers HAP et le triméthylnaphtalène n'ont été détectés que dans l'embouchure de la rivière Shawinigan.

En plus de ces HAP, on observe des hausses significatives de concentration pour un phtalate et huit autres composés organiques semi-volatils. Trois de ces derniers, soit le 1,2-dichlorobenzène, l'hexachloroéthane et le dibenzofurane, présentent aussi des hausses dans le Saint-Maurice en face de Shawinigan. Quatre des cinq autres, soit le 9,10-anthracènedione, le 9,10-anthracènedione-2-amino, le pentachloroéthane et le benzophénone, n'ont été détectés que dans l'embouchure de la rivière Shawinigan.

Finalement, on constate dans la rivière Shawinigan une augmentation des teneurs d'un acide gras et de trois acides résiniques : les acides sandaracopimarique, isopimarique et déhydroabiétique (tableau 4). Les usines de pâtes et papiers, comme celle de la division Belgo de la compagnie Abitibi-Consolidated Inc., sont des sources typiques d'acides résiniques.

Avec toutes les substances qui y sont rejetées, la rivière Shawinigan devient elle-même une source de substances toxiques pour le Saint-Maurice. En effet, 50 des 55 substances qui affichent des hausses de concentration dans la rivière Shawinigan se trouvent à son embouchure en concentration significativement plus élevées que dans le Saint-Maurice, à la station de référence en amont de La Tuque. En plus de ces 50 substances, la rivière Shawinigan est pour le Saint-Maurice, une source des BPC n^{os} 18, 17, 177 et 171, de certains H6CDD et H6CDF, d'acénaphène, de phénol et de 1,3-dichlorobenzène.

De tels apports de toxiques ont des effets sur la faune aquatique de la rivière Shawinigan. En effet, les poissons pêchés dans l'embouchure de la rivière Shawinigan sont plus contaminés en BPC, en acide pimarique, en acide néoabiétique, en hexachlorobenzène et en octachlorobenzène que ceux du Saint-Maurice en amont de La Tuque (Lapierre, 2002). De plus, ils présentent un fort taux d'anomalies et l'ensemble de la communauté est en mauvais état (St-Jacques et Richard, 2002). Il en est de même pour la communauté benthique qui est, elle aussi, en mauvais état à l'embouchure de la rivière Shawinigan (Pelletier, 2002b).

Trois-Rivières

Les municipalités de Trois-Rivières, de Trois-Rivières-Ouest, de Cap-de-la-Madeleine et de Sainte-Marthe-du-Cap sont situées en partie dans le bassin du Saint-Maurice. Cependant, les eaux usées et traitées de la population et des industries qui s'y trouvent sont rejetées dans le Saint-Laurent, plutôt que dans le Saint-Maurice. Malgré cela, on constate, pour 19 substances toxiques, une augmentation de concentration dans le Saint-Maurice à la hauteur de Trois-Rivières. Il s'agit, pour l'essentiel, de BPC (11 congénères) et de dioxines et furannes (6 congénères) (tableau 5).

Dans le cas des BPC, il y a des doutes quant à l'existence réelle d'une hausse de concentration, car les résultats sont influencés par des valeurs très élevées dans un des trois échantillons. Les hausses sont d'un facteur 2,4 en dioxines et furannes et d'un facteur 3,7 en équivalents toxiques. Cependant, les teneurs résultantes ne sont pas particulièrement élevées comparativement aux mesures obtenues ailleurs au Québec avec la technique des mousses aquatiques. De plus, les mesures biologiques effectuées aux mêmes endroits n'ont pas détecté d'impact sur les communautés de poissons ou de benthos (Pelletier, 2002b; St-Jacques et Richard, 2002).

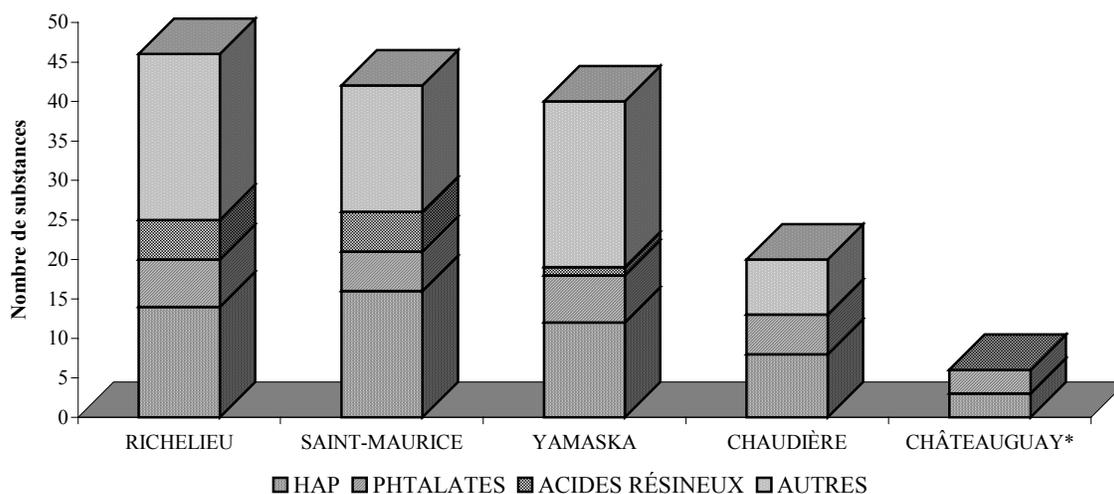
COMPARAISON AUX AUTRES COURS D'EAU, CONCLUSION ET SUITES À DONNER

La figure 16 présente le nombre total de substances toxiques détectées dans les cellules à dialyse placées dans les cours d'eau du Québec où cette technique a été utilisée. Avec 42 substances, le Saint-Maurice se situe au même niveau que les rivières Yamaska et Richelieu; moins de substances ont été trouvées dans les rivières Chaudière et Châteauguay.

Tout comme dans le bassin du Saint-Maurice, on trouve dans ceux de la Yamaska et du Richelieu des endroits qui affichent une longue liste de contaminants. À Shawinigan, un total de 45 substances subissent des hausses de concentration dans le Saint-Maurice. De plus, la rivière Shawinigan est une source de près de 60 substances pour le cours d'eau principal. Les autres sites présentant une longue liste de contaminants sont Saint-Jean-sur-Richelieu, dans le bassin du Richelieu, et Granby, dans celui de la Yamaska, avec près de 45 substances présentant des hausses significatives de concentration (Berryman et Nadeau, 1998b; 1999). De plus, c'est dans les traceurs placés à Shawinigan que l'on a trouvé les teneurs les plus élevées en mercure et en dioxines et furannes, ainsi qu'en certains HAP et d'autres composés organiques semi-volatils.

La Tuque est un autre endroit où la contamination n'est pas négligeable. Vingt-sept substances y présentent des hausses de concentration, tout comme dans le Richelieu et la Yamaska, où les sites de deuxième importance comptent entre 20 et 25 substances.

L'objectif de la présente étude était de dresser un portrait de la contamination des eaux du Saint-Maurice par un certain nombre de substances toxiques et, plus particulièrement, de vérifier l'importance de certaines sources potentielles de ces substances. Les sources considérées sont La Tuque, Grand-Mère, Shawinigan et Trois-Rivières. Il ressort de l'ensemble des résultats que Shawinigan est une source évidente de contaminants et que La Tuque constitue également une source non négligeable.



* la catégorie des autres substances n'a pas été mesurée dans la rivière Châteauguay

Figure 16 Nombre de substances toxiques détectées dans les cellules à dialyse placées dans cinq cours d'eau du Québec

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier plusieurs membres du personnel du ministère de l'Environnement qui ont contribué à la réalisation de cette étude : Jean-Phillipe Baillargeon, Yves Laporte et Denis Robichaud pour l'échantillonnage; Charles Brochu, Christian Deblois, Eduardo Di Bennardo, Andrée Gendron, Annie Laverdière, Michel McNeil, Nicole Nadeau, Luci Tremblay, Paule Tremblay, Diane Veillette et Louise Vromet pour les analyses chimiques; Nathalie Milhomme et Raynalda Huard pour la dactylographie et la mise en forme; et Francine Matte-Savard pour le graphisme. Nos remerciements vont également à Belle-Isle traduction technique pour la révision linguistique, ainsi qu'à Luc Jauron, du ministère de l'Environnement et Louis Croisetière, étudiant au doctorat à l'INRS-eau, qui ont lu et judicieusement commenté la version préliminaire de ce rapport.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AULIO, K. 1985. «Metal Accumulation Capacity of Five Species of Sphagnum Moss », dans *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 35, p. 439-442.

BERRYMAN, D. 1991. *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques sur le Saint-Maurice*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la qualité des cours d'eau, Envirodoq n° EN910345, collection : QEN/QE 72/1, 74 p.

BERRYMAN, D. 1993. *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques dans*

la rivière l'Assomption, Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la qualité des cours d'eau, Envirodoq n° EN920513, collection : QEN/QE-79/1, 84 p. + 4 annexes.

BERRYMAN, D. 1996a. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN960252, rapport n° EA-1, 44 p. + 4 annexes.

BERRYMAN, D. 1996b. *Le bassin versant de la rivière Châteauguay : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN960453, rapport n° EA-6, 34 p. + 4 annexes.

BERRYMAN, D., et A. NADEAU. 1998a . «Le bassin versant de la rivière Chaudière : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques », dans *Le bassin de la rivière Chaudière : état de l'écosystème aquatique*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN980022, p. 3.1-3.37 + annexes.

BERRYMAN, D., et A. NADEAU. 1998b . «Le bassin versant de la rivière Richelieu : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques », dans *Le bassin de la rivière Richelieu : état de l'écosystème aquatique – 1995*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN980604, rapport EA-13, p. 2.1-2.44 + annexes.

BERRYMAN, D., et A. NADEAU. 1999. « Le bassin versant de la rivière Yamaska : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques », dans *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique – 1995*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14, p. 3.1-3.44 + annexes.

BERRYMAN, D., J. ST-ONGE, A. GENDRON et C. BROCHU. 1999. *L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction des écosystèmes aquatiques, 35 p. + 4 annexes.

BIRKHOLZ, D.A., R. ROGERS, J.S. GOUDEY et J. SEVIGNY. 1996. *Incorporation of Toxicity Tests and SPMDs in the Design of Environmental Impact Assessments*, compte rendu du 23^e Atelier de Toxicologie Aquatique, Environnement Canada.

BURTON, M.A. 1990. «Terrestrial and Aquatic Bryophytes as Monitors of Environmental Contaminants in Urban and Industrial Habitats », dans *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 104, p. 267-280.

CCMRE. 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux du Canada*, Conseil canadien des ministères des Ressources et de l'Environnement.

CONOVER, W.J. 1980. *Practical Non-parametric Statistics*, 2nd edition, Wiley, New York, 462 p.

COUILLARD, M., et G. GUAY. 1980. *Contamination de l'environnement par l'usine de chlore-alcali C.I.L. Shawinigan*, Rapport sectoriel rédigé pour le Bureau d'étude sur les substances toxiques du ministère de l'Environnement du Québec, par Environment Illimité inc., 43 p.

CRECELIUS, E.A., G.A. RAUSINA, W.R.BIGGS et W.R.GALA. 1996. « Using Semipermeable Membrane Devices (SPMDS) to Estimate Bioconcentration Potential of Petroleum Additives », dans *Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 17th Annual Meeting*, 17-21 novembre 1996, Washington, p. 311.

GERMAIN, A. 1997. *Hydrocarbure aromatiques polycycliques - État de la situation au Québec de 1989 à 1994*, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec, 108 p. + annexes.

HERVE, S., R. PAUKKU, J. PAASIVIRTA, P. HEINONEN et A. SÖDERGREN. 1991. « Uptake of Organochlorines from Lake Water by Hexane-Filled Dialysis Membranes and by Mussels », dans *Chemosphere*, vol. 22, n° 11, p. 997-1001.

HOFELT, C.S. et D. SHEA. 1996. « The Semipermeable Membrane Device : Configuration and Kinetics », dans *Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 17th Annual Meeting*, 17-21 novembre 1996, Washington, p. 29.

HUCKINS, J.N., J.D. PETTY, J.C. MEADOWS, K.R. ECHOLS, R.W. GALE, J.A. LEBO, C.E.ORAZIO et D.E.TILLITT. 1996. « How Chemical Uptake by Semipermeable Membrane Device (SPMDs) Relates to Bioconcentration and Basis Comparison », dans *Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 17th Annual Meeting*, 17-21 novembre 1996, Washington, p. 217.

HUCKINS, J. N., M. W. TUBERGEN et G. K. MANUWEERS. 1990. « Semipermeable Membranes Devices Containing Model Lipid : A New Approach to Monitoring the Bioavailability of Lipophilic Contaminants and Estimating their Bioconcentration Potential », dans *Chemosphere*, vol. 20, n° 5, p. 533-552.

HUFF, T., G. FOSTER, et D. KELSO. 1996. « Use of Semipermeable Membrane Devices for Estimating Bioconcentration Factors of Hydrophobic Organic Contaminants in Corbicula », dans *Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 17th Annual Meeting*, 17-21 novembre 1996, Washington, p. 217.

JAURON, L. 2000. *Communication personnelle*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

LALONDE, GIROUARD, LETENDRE ET ASSOCIÉS. 1993. *Rejet de HAP à l'environnement au Canada*, 1990, rapport préparé pour Environnement Canada, région du Québec, Montréal, pagination multiple.

LAPIERRE, L. 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : contamination des poissons, de l'eau et des sédiments en suspension*, 1996, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2002/0294, rapport no EA/2002-05, 128 p., 14 annexes.

LAVALIN ENVIRONNEMENT, 1988. *Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au Québec*, rapport présenté à Environnement Canada, Conservation et Protection, dossier n° 55526, pagination multiple.

LEFKOVITZ, L., et E. CRECELIUS. 1996. « The Use of SPMDs Consisting of Polyethylene Alone to Predict Dissolved-Phase Organics in the Columbia River », dans *Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 17th Annual Meeting*, 17-21 novembre 1996, Washington, p. 217.

MACKAY, D., E. BENNET et T. METCALFE. 1996. « A Fundamental Study and Predictive Model of the Uptake and Release of Chemicals by Semi-permeable Membrane Devices (SPMDs) », dans *Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 17th Annual Meeting*, 17-21 novembre 1996, Washington, p. 30.

MAKEPEACE, D. K., D. W. SMITH et S. J. STANLEY. 1995. « Urban Storm Water Quality : Summary of Contaminant Data », dans *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 25, n° 2, p. 93-139.

MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune). 1998. *Les orientations du ministère de l'Environnement et de la Faune pour 1998-1999*, Québec, Envirodoq n° EN97014, 23 p.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement). 1991. *Inventaire des lieux d'élimination dangereux au Québec, Région 04 Mauricie - Bois-Francs*, Québec, Direction des substances dangereuses, Envirodoq n° EN850255, collection SA/90-2.

MERSCH, J., et M. REICHARD. 1998. « In Situ Investigation of Trace Metal Availability in Industrial Effluents Using Transplanted Aquatic Mosses », dans *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 34, p. 336-342.

MOUVET, C. 1986. *Métaux lourds et mousses aquatiques - Synthèse méthodologique*, Rapport de l'Agence de l'eau Rhin - Meuse et de l'Agence de l'eau Rhône - Méditerranée - Corse, 110 p.

MOUVET, C. 1991. *Métaux lourds et mousses aquatiques - Standardisation des aspects analytiques - 1^{er} phase : tests préliminaires à la calibration multilaboratoires*, BRGM, Service géologique national, rapport n° R 32 744, PR 9304600317, 68 p.

PARROT, J.L., P.V HODSON, D.E. TILLITT, D.T. BENNIE et M.E. COMBA. 1996a. *Accumulation of Fish Mixed Function Oxygenase Inducers by Semipermeable Membrane Devices in River Water and Effluents, Athabasca River, August and September, 1994*, Northern River Basins Study, Edmonton, Alberta, Canada. Project report ISSN 1192-3571; n° 127, 62 p.

PARROT, J.L., J.J. WHYTE, S.M.BACKUS et M.E. COMBA. 1996b. *Accumulation of Fish Mixed Function Oxygenase Inducers by Semipermeable Membrane Devices in River Water and Effluents, Athabasca, Peace and Wapiti Rivers, August and September, 1995*, Northern River Basins Study, Edmonton, Alberta, Canada. Project report ISSN 1192-3571; n° 83, 31 p. + annexes.

PELLETIER, L. 2002a. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : profil géographique, sources de pollution, interventions d'assainissement et qualité des eaux, 1996*, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2002/0290, rapport no. EA/2002-01, 23 p. , 6 annexes.

PELLETIER, L. 2002b. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, Envirodoq n° ENV/2002/0291, rapport n° EA/2002-02, 85 p., 4 annexes.

PETTY, J.D., J.N. HUCKINS, D.B. MARTIN et T.G. ADORNATO. 1995. « Use of Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) to Determine Bioavailable Organochlorine Pesticide Residues in Streams Receiving Irrigation Drainwater », *Chemosphere*, vol. 30, n° 10, p. 1891-1903.

SAINT-JACQUES, N., et Y. RICHARD. 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, 1996, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2002/0293, rapport n° EA/2002-04, 75 p., 10 annexes.

SAMECKA-CYMERMAN, A., et A. J. KEMPERS. 1998a. « Bioindication of Gold by Aquatic Bryophytes », dans *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, vol. 26, p. 90-94.

SAMECKA-CYMERMAN, A., et A.J. KEMPERS. 1998b. « Comparison Between Natural Background Concentrations of Heavy Metals in Bryophytes from the Sudety Mountains and Swiss Alps », dans *Chemosphere*, vol. 36, n° 12, p. 2261-2671.

S.A.S INSTITUTE. 1989. *SAS/STAT User's Guide, Version 6*, Fourth Edition, vol. 2, Cary NC, 943 p.

SATAKE, K., et M. NISHIKAWA. 1990. « Accumulation of scandium in the shoots of Aquatic Bryophytes in Acid Water », dans *Hydrobiologia*, vol. 199, p. 173-177.

SAUCET, J.-P. 1996. *Avant-projet Grand-Mère phase 2 - Étude sur modèle réduit de la reconstruction de la centrale et de l'évacuateur de crues*, rapport présenté à Hydro-Québec par Le Groupe-Conseil Lasalle inc., 122 p. + tableaux et figures.

SAY, P.J., J.P.C. HARDING et B.A. WHITTON. 1981. « Aquatic Mosses as Monitors of Heavy Metal Contamination in the River Etherow, Great Britain », dans *Environmental Pollution* (Series B), vol. 2, p. 295-307.

SÖDERGREN, A. 1987. « Solvent-Filled Dialysis Membranes Simmulate Uptake of Pollutants by Aquatic Organisms », dans *Environmental Science and Technology* , vol. 21, n° 9, p. 855-859.

SÖDERGREN, A. 1990. « Monitoring of Persistant Lipophilic Pollutants in Water and Sediment by Solvent-Filled Dialysis Membranes », dans *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 19, p. 143-149.

SODERLUND, S., A. FORSBERG et M. PEDERSEN. 1988. « Concentrations of Cadmium and Other Metals in *Fucus vesiculosus* L. and *Fontinalis dalecarlica* Br. Eur. from the Northern Baltic Sea and the Southern Bothnian Sea », dans *Environmental Pollution* , vol. 51, p. 97-212.

WHYTE, J.J., N. KARROW, S. MAGDIC, D.G. DIXON et N.C. BOLS. 1996. « Use of SPMDs and Rainbow Trout to Examine CYP1A1 Induction in Creosote Contaminated Mesocosms », dans *Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 17th Annual Meeting*, 17-21 novembre 1996, Washington, p. 217.

YOSHIMURA, E., K.KITAI, N.K. NISHIZAWA, K. SATAKE, S. MORI et S. YAMAZAKI. 1998. « Accumulation of Metals and Cellular Distribution of Aluminium in the Liverwort *Scapania Undulata* in Acidic and Neutral Streams in Japan », dans *J. Environ. Sci. Health*, vol. A33, n° 4, p. 671-680.

Annexe 1 Liste des substances toxiques analysées dans les mousses aquatiques et leur limite de détection

Substance	Limite de détection	Substance	Limite de détection
<u>Métaux</u>		<u>Congénères de BPC¹ (suite)</u>	
Aluminium	1 mg/kg	IUPAC n° 180	1 à 30 pg/g
Baryum	mg/kg	IUPAC n° 191*	1 à 30 pg/g
Béryllium	0,5 mg/kg	IUPAC n° 170*	1 à 40 pg/g
Cadmium	0,5 mg/kg	IUPAC n° 199	1 à 10 pg/g
Cobalt	mg/kg	IUPAC n° 195	1 à 40 pg/g
Chrome	0,1 mg/kg	IUPAC n° 194	1 à 40 pg/g
Cuivre	0,5 mg/kg	IUPAC n° 205	1 à 30 pg/g
Fer	0,5 mg/kg	IUPAC n° 208	1 à 5 pg/g
Magnésium	5 mg/kg	IUPAC n° 206	1 à 7 pg/g
Manganèse	0,5 mg/kg	IUPAC n° 209	1 à 4 pg/g
Mercure	0,03 mg/kg	Trichloro BPC	2 à 50 pg/g
Nickel	0,5 mg/kg	Tétrachloro BPC	1 à 4 pg/g
Plomb	1 mg/kg	Pentachloro BPC	2 à 100 pg/g
Vanadium	0,5 mg/kg	Hexachloro BPC	1 à 7 pg/g
Zinc	0,5 mg/kg	Heptachloro BPC	1 à 10 pg/g
<u>Congénères de BPC¹</u>		Octachloro BPC	1 à 10 pg/g
IUPAC n° 18	2 à 80 pg/g	Nonachloro BPC	1 à 5 pg/g
IUPAC n° 17	2 à 70 pg/g	Décachloro BPC	1 à 4 pg/g
IUPAC n° 31	2 à 60 pg/g	<u>Dioxines chlorées¹</u>	
IUPAC n° 28	2 à 50 pg/g	2378-TCDD	0,02 à 7 pg/g
IUPAC n° 33*	2 à 50 pg/g	12378-P5CDD	0,01 à 2 pg/g
IUPAC n° 52	1 à 4 pg/g	123478-H6CDD	0,02 à 2 pg/g
IUPAC n° 49*	1 à 4 pg/g	123678-H6CDD	0,02 à 2 pg/g
IUPAC n° 44*	1 à 4 pg/g	123789-H6CDD	0,02 à 2 pg/g
IUPAC n° 74	3 à 200 pg/g	1234678-H7CDD	0,02 à 1 pg/g
IUPAC n° 70*	3 à 200 pg/g	OCDD	0,01 à 0,8 pg/g
IUPAC n° 95	3 à 200 pg/g	<u>Dioxines homologues¹</u>	
IUPAC n° 101	3 à 100 pg/g	T4CDD	0,02 à 7,0 pg/g
IUPAC n° 99	3 à 100 pg/g	P5CDD	0,01 à 2,0 pg/g
IUPAC n° 87	3 à 200 pg/g	H6CDD	0,02 à 2,0 pg/g
IUPAC n° 110	3 à 100 pg/g	H7CDD	0,02 à 1,0 pg/g
IUPAC n° 82	3 à 100 pg/g	<u>Furannes chlorés¹</u>	
IUPAC n° 118	3 à 100 pg/g	2378-T4CDF	0,04 à 6 pg/g
IUPAC n° 105	2 à 100 pg/g	12378-P5CDF	0,04 à 2 pg/g
IUPAC n° 151	1 à 8 pg/g	23478-P5CDF	0,04 à 2 pg/g
IUPAC n° 149	1 à 8 pg/g	123478-H6CDF	0,03 à 1 pg/g
IUPAC n° 153	1 à 7 pg/g	123678-H6CDF	0,03 à 0,9 pg/g
IUPAC n° 132	1 à 9 pg/g	234678-H6CDF	0,03 à 1 pg/g
IUPAC n° 138	1 à 8 pg/g	123789-H6CDF	0,03 à 1 pg/g
IUPAC n° 158*	1 à 7 pg/g	1234678-H7CDF	0,1 à 2 pg/g
IUPAC n° 128	1 à 9 pg/g	1234789-H7CDF	0,1 à 2 pg/g
IUPAC n° 156	1 à 30 pg/g	OCDF	0,01 à 1 pg/g
IUPAC n° 169	1 à 30 pg/g	<u>Furannes homologues¹</u>	
IUPAC n° 187*	1 à 10 pg/g	T4CDF	0,04 à 6,0 pg/g
IUPAC n° 183	1 à 10 pg/g	P5CDF	0,04 à 2,0 pg/g
IUPAC n° 177	1 à 30 pg/g	H6CDF	0,03 à 0,9 pg/g
IUPAC n° 171	1 à 40 pg/g	H7CDF	0,10 à 2,0 pg/g

¹ Limite de détection variable selon les échantillons analysés

Annexe 2

Liste des substances toxiques analysées dans les cellules à dialyse et leurs limites de détection

Substance	Limite de détection	Substance	Limite de détection
<u>Acides gras et résiniques</u>		<u>Composés organiques semi-volatils (suite)</u>	
palmitoléique	2 µg/l	2,4,6-trichlorophénol	1 µg/l
palmitique	1 µg/l	2,4,5-trichlorophénol	1 µg/l
linoléique	4 µg/l	2-chloronaphtalène	0,1 µg/l
linoléinique	4 µg/l	2-nitroaniline	1,5 µg/l
oléique	4 µg/l	diméthylphtalate	0,1 µg/l
stéarique	4 µg/l	acénaphthylène	0,05 µg/l
pimarique	1 µg/l	3-nitroaniline	0,1 µg/l
sandaracopimarique	1 µg/l	acénaphène	0,5 µg/l
isopimarique	1 µg/l	dibenzofurane	0,05 µg/l
palustrique+lévopimarique	1 µg/l	2,4-dinitrotoluène	0,5 µg/l
déhydroabiétique	1 µg/l	diéthylphtalate	0,1 µg/l
abiétique	2 µg/l	fluorène	0,05 µg/l
néoabiétique	1 µg/l	4-chlorophénylphényléther	0,5 µg/l
9,10-dichlorostéarique	1 µg/l	2,4-dinitrophénol	15 µg/l
chlorodéhydroabiétique	2 µg/l	4-nitrophénol	2 µg/l
dichlorodéhydroabiétique	1 µg/l	4-nitroaniline	1,5 µg/l
<u>Composés organiques semi-volatils</u>		2-méthyl-4,6-dinitrophénol	2 µg/l
phénol	0,1 µg/l	n-nitrosodiphénylamine	2 µg/l
aniline	0,5 µg/l	azobenzène	0,3 µg/l
bis(2-chloroéthyl)éther	0,2 µg/l	4-bromophénylphényléther	0,1 µg/l
2-chlorophénol	0,3 µg/l	hexachlorobenzène	0,1 µg/l
1,3-dichlorobenzène	0,1 µg/l	pentachlorophénol	2 µg/l
1,4-dichlorobenzène	0,5 µg/l	phénanthrène	0,1 µg/l
benzylalcool	0,5 µg/l	anthracène	0,1 µg/l
1,2-dichlorobenzène	0,1 µg/l	di-n-butylphtalate	2 µg/l
2-méthylphénol	0,5 µg/l	fluoranthène	0,1 µg/l
bis(2-chloroisopropyl)éther	0,1 µg/l	pyrène	0,1 µg/l
4-méthylphénol	0,5 µg/l	butylbenzylphtalate	2 µg/l
n-nitrosodi-n-propylamine	0,1 µg/l	benzo(a)anthracène	0,2 µg/l
hexachloroéthane	1 µg/l	chrysène	0,3 µg/l
nitrobenzène	0,3 µg/l	bis(2-éthylhexyl)phtalate	1 µg/l
isophorone	1 µg/l	di-n-octylphtalate	1 µg/l
2-nitrophénol	1 µg/l	benzo(b)fluoranthène	0,05 µg/l
2,4-diméthylphénol	0,5 µg/l	benzo(k)fluoranthène	0,05 µg/l
bis(2-chloroethoxy)méthane	0,1 µg/l	benzo(a)pyrène	0,1 µg/l
2,4-dichlorophénol	1 µg/l	indeno(1,2,3-cd)pyrène	0,2 µg/l
1,2,4-trichlorobenzène	0,1 µg/l	dibenzo(a,h)anthracène	0,5 µg/l
naphtalène	0,05 µg/l	benzo(g,h,i)pérylène	0,3 µg/l
4-chloroaniline	0,1 µg/l	2,6-dinitrotoluène	2 µg/l
hexachlorobutadiène	0,2 µg/l	carbazole	0,5 µg/l
4-chloro-3-méthylphénol	1 µg/l	9,10-anthracènedione	1 µg/l
2-méthylnaphtalène	0,05 µg/l	9,10-anthracènedione-2-amino	1 µg/l
hexachlorocyclopentadiène	0,5 µg/l	pentachloroéthane	1 µg/l
1-méthylnaphtalène	1 µg/l	triméthylnaphtalène	1 µg/l
2-méthylthiobenzothiazole	1 µg/l	benzylbenzoate	1 µg/l
benzophénone	1 µg/l		

1. Métaux dans les mousses aquatiques

Pour les métaux autres que le mercure (Mn, Fe, Mg, Cu, Zn, Ni, Al, V, Pb, Cr et Cd), la méthode commence par une digestion à l'acide nitrique concentré. La digestion est suivie d'une solubilisation dans du peroxyde d'hydrogène. Le dosage est ensuite effectué sur un appareil au plasma. Pour l'analyse du mercure, la digestion débute avec un mélange d'acide nitrique et d'acide sulfurique concentré, et se poursuit avec du permanganate de potassium. Le précipité est dissous dans du peroxyde d'hydrogène, puis dosé à l'aide d'un détecteur de mercure.

2. BPC, dioxines et furannes dans les mousses aquatiques

Les tissus biologiques sont d'abord lyophilisés durant 48 heures, puis extraits au soxhlet au toluène. L'extrait est ensuite purifié sur une colonne multicouches et une colonne d'alumine. L'extrait résultant est concentré à l'aide d'un évaporateur rotatif et sous un jet d'azote, jusqu'à ce qu'il soit sec. Il est alors dissous avec une solution-étalon, puis injecté dans un système de chromatographie en phase gazeuse, où les différents composés sont séparés. Ceux-ci pénètrent ensuite dans le spectromètre de masse haute résolution (GC-MS), où ils sont dosés.

Les 41 congénères spécifiques de BPC sont rapportés individuellement et le paramètre « BPC totaux » est rapporté grâce à la somme des BPC spécifiques et des autres BPC, calculée à l'aide d'un facteur de réponse moyen. Le dosage en GC-MS permet de rapporter les groupes homologues.

3. Acides gras et résiniques et composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse

3.1 Acides gras et résiniques

Cette méthode est une adaptation de la méthode 403-aci.r. 1.0. L'hexane contenu dans les cellules est recueilli et mesuré afin de connaître le volume d'hexane qui sera utilisé pour les calculs de concentration. Les étalons d'extraction pour l'analyse des acides résiniques (acide heptadécanoïque et acide o-méthyl podocarpique) de même que ceux utilisés pour le dosage des composés organiques semi-volatils sont ajoutés à l'hexane. Le solvant est évaporé à environ 0,5 mL et les acides sont transformés en ester acide par dérivation au diazométhane. Les extraits sont évaporés et sont repris dans 0,1 mL d'acétate d'éthyle et le méthyl hénéicosanoate est ajouté comme étalon d'injection. Le même extrait est utilisé pour le dosage des composés organiques semi-volatils. Ces derniers sont analysés dans un premier temps puisque l'analyse des acides gras et résiniques nécessitent une estérification.

Les acides gras et résiniques sont analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse utilisé en mode balayage des ions. La séparation des composés s'effectue sur une colonne capillaire de type DB-1 de 30 m, de 0,25 mm de dia. Interne et de 0,25 μ de phase. Les extraits sont injectés en mode « splitless » à 250 °C; la programmation de température

du four est la suivante :140 °C (4 min), 4 °C/min jusqu'à 280 °C (0 min), 20 °C/min jusqu'à 300 °C (15 min). Le spectromètre de masse est utilisé dans le mode d'impact électronique et balaie les masses de 100 à 450 amu.

La concentration de chacun des acides gras et résiniques est calculée par la méthode des étalons internes, soit en comparant le facteur de réponse d'un composé dans l'étalon à ce même composé dans l'échantillon. Les résultats sont rapportés en µg/L en tenant compte du facteur de concentration de chacun des échantillons.

3.2 *Composés organiques semi-volatils.*

Cette méthode est une adaptation de la méthode MA 403-COSV 1.0. Les cellules à dialyse sont remplies avec environ 15 mL d'hexane. L'hexane contenu dans les cellules est recueilli et mesuré afin de connaître le volume d'hexane qui sera utilisé pour les calculs de concentration. Les étalons d'extraction (phénol-d6, nitrobenzène-d5, 2-fluorobiphényle et 2,4,6-tribromophénol) sont ajoutés à l'hexane. Les extraits sont évaporés et sont repris dans 0,1 mL d'acétate d'éthyle et les étalons d'injection (1,4-dichlorobenzène-d4, naphthalène-d8, acénaphthène-d-10, phénanthrène-d10, chrysène-d12 et pérylène-d12) sont ajoutés avant le dosage.

Les composés organiques semi-volatils sont analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse utilisé en mode balayage des ions. La séparation des composés s'effectue sur une colonne capillaire de type DB-5 de 30 m, de 0,25 mm de dia. interne et de 0,25 µ de phase. Les extraits sont injectés en mode « splitless » à 250 °C; la programmation de température du four est la suivante :70 °C (1 min), 10 °C/min jusqu'à 180 °C (0 min), 5 °C/min jusqu'à 300 °C (15 min). Le spectromètre de masse est utilisé dans le mode d'impact électronique et balaie les masses de 44 à 350 amu.

La concentration de chacun des composés organiques semi-volatils est calculée par la méthode des étalons internes, soit en comparant le facteur de réponse du composé d'intérêt dans l'étalon à ce même composé dans l'échantillon. Les résultats sont rapportés en µg/L en tenant compte du facteur de concentration de chacun des échantillons. Les extraits sont récupérés et dérivés au diazométhane, si le dosage des acides gras et résiniques est demandé.

Le traitement des données se fait substance par substance. Il commence par une analyse de variance à deux critères de classification : la cage et la station. Cette analyse vérifie l'hypothèse nulle (H_0) à l'effet que les concentrations moyennes à toutes les stations sont égales. Dans les cas où cette hypothèse est rejetée, il faut ensuite effectuer un test a posteriori de comparaison des concentrations aux différentes stations pour trouver entre quelles stations se situent les différences significatives.

Plusieurs tests permettent de faire cette comparaison. Le choix du test dépend du genre d'erreur de type I que l'on désire contrôler. Certains tests contrôlent au seuil nominal (0,05, par exemple) la probabilité de l'erreur de type I de chacune des comparaisons (comparison-wise error rate) effectuées, mais ne contrôlent pas l'erreur sur l'ensemble des comparaisons (experiment-wise error rate). D'autres tests font exactement l'inverse. Pour la présente étude, il est jugé préférable de contrôler au seuil nominal l'erreur de chacune des comparaisons, car le principal objectif est de comparer, substance par substance et site par site, les teneurs en amont et en aval des sites à l'étude. Il est important que chacune de ces comparaisons se fasse avec une erreur de type I connue et contrôlée au seuil nominal.

Pour cette raison, le test de comparaison a posteriori Fisher LSD a été employé pour comparer les teneurs en amont et en aval des sites à l'étude. Avec ce test, la probabilité de faire une erreur de type I sur l'ensemble des comparaisons effectuées devient supérieure au seuil nominal. Cette probabilité augmente avec le nombre de comparaisons effectuées et elle est difficile à estimer. S.A.S. Institute (1989) propose une formule permettant de faire une estimation pessimiste de la probabilité de faire une telle erreur. À sept comparaisons, comme dans le cas de la présente étude, on arrive pour chaque substance à une probabilité maximale de 0,30 de faire une erreur de type I.

À titre indicatif, le test de Tukey-Kramer a également été appliqué aux données, en seconde analyse. Ce test permet de contrôler l'erreur globale de l'ensemble des comparaisons à la valeur nominale, mais il ne contrôle pas l'erreur de chaque comparaison. Le test de Tukey-Kramer étant très conservateur, cette erreur est faible, ce qui mène à un taux élevé d'erreurs de type II. Cela veut dire que le test ne décèle pas toujours une différence, alors que, dans les faits, cette différence existe. Seuls les cas qui présentent de très grands écarts de moyenne sont alors retenus comme significatifs. Dans la présente étude, par exemple, les cas qui se sont révélés significatifs selon le test de Tukey-Kramer ont presque tous une valeur de P de 0,0006 ou moins pour le test Fisher LSD.

Le modèle de variance qui s'applique au plan d'échantillonnage utilisé est un modèle hiérarchisé (« nested design »), puisque les mesures dans les stations dépendent de la variation entre les cages et de la variation entre les traceurs à l'intérieur de chaque cage. Une première source de variation, appelée erreur expérimentale, consiste en la différence entre les stations. La seconde source, l'erreur d'échantillonnage, est la somme de l'erreur « inter-cage » à l'intérieur d'une station et de l'erreur « inter-traceur » à l'intérieur d'une même cage. Les différences entre les stations sont testées à partir de l'erreur expérimentale et la validité des tests de Fisher dépend de l'homogénéité de l'erreur d'échantillonnage entre les stations. Une analyse de variance faite sur les valeurs résiduelles du

modèle constituant l'erreur expérimentale (test d'homogénéité de Levene) permet de vérifier si l'erreur d'échantillonnage est homogène entre les stations.

Il s'avère que pour toutes les substances chimiques analysées, la variance résiduelle aux différentes stations n'est pas homogène. Cela n'est pas surprenant, surtout pour les substances qui ne sont pas détectées à certaines stations. Dans ces cas extrêmes, la variance est nulle aux stations où toutes les valeurs sont inférieures à la limite de détection, alors qu'elle peut être élevée aux stations où la substance est présente. Cette violation du postulat d'homogénéité de la variance ne conduit pas nécessairement à une violation d'interprétation des résultats. Conover (1980) explique que, dans de tels cas, une analyse de variance sur les rangs des données doit être faite; si les résultats sont similaires à l'analyse de variance sur les données métriques, il conclut que la violation du postulat de l'analyse de variance n'a pas conduit à une erreur d'interprétation des résultats et que l'analyse de variance paramétrique est valide. Dans les cas où les résultats diffèrent, il faut les interpréter à partir de l'analyse de variance sur les rangs. Ces cas sont indiqués dans l'annexe 5 présentant les niveaux de probabilité des ratios F obtenus de l'analyse de variance. Par ailleurs, une transformation logarithmique a été appliquée à toutes les données. Cette transformation ne peut que contribuer à réduire l'hétérogénéité des variances, même si, pour certaines substances, elle n'était pas absolument nécessaire.

Les concentrations mesurées de plusieurs toxiques se retrouvent sous le seuil de détection des appareils de laboratoire. Une valeur égale à la moitié de la limite de détection a été attribuée aux concentrations des substances non détectées pour pouvoir les inclure dans le traitement statistique.

Pour les BPC, les dioxines et les furannes, l'analyse de variance selon le modèle hiérarchisé présente des problèmes d'ordre mathématique. En effet, on obtient dans certains cas des ratios F négatifs. Cela est dû au fait que le plan d'échantillonnage n'est pas équilibré, avec seulement une analyse dans l'une des cages. Il a été possible de vérifier si la variation entre les cages était significativement différente de la variation existant entre les sachets d'une même cage. Ce n'était pas le cas. Les données ont donc été regroupées pour réaliser une analyse de variance à un seul critère de classification, soit la station de mesure. Les résultats sur les BPC présentés dans ce rapport proviennent de cette dernière analyse.

De plus, dans le cas des BPC, des dioxines et des furannes, il n'y a généralement que trois mesures par station, à cause du coût très élevé de l'analyse de ces substances au laboratoire. Pour cette raison, un seuil α de 0,10 a été retenu pour le test Fisher LSD, plutôt que le traditionnel 0,05. L'utilisation d'un niveau de signification un peu moins élevé contribue à diminuer la probabilité de faire une erreur de type II. Cette probabilité est élevée lorsque l'effectif est petit et que le niveau de signification est élevé. Toutes les analyses statistiques ont été faites à l'aide du progiciel S.A.S. (S.A.S. Institute, 1989).

Finalement, pour les dioxines et les furannes, les données sont analysées sur la base des dioxines et furannes totaux de même qu'en unités toxiques. Ces unités sont basées sur les facteurs internationaux d'équivalence toxique pour les sept dioxines et les dix furannes les plus toxiques et les plus persistants, c'est-à-dire ceux qui ont des atomes de chlore aux positions 2, 3, 7 et 8 (NATO/CCMS, 1988).

Annexe 5 Résultats de l'analyse de variance des concentrations de substances toxiques à différentes stations de mesure dans le bassin du Saint-Maurice

Substance	F	P	Substance	F	P
Métaux			BPC (suite)		
Aluminium	4,4	0,0147	n° 158	4,3	0,0199
Baryum	16,9	0,0001	n° 128	10,3	0,0022
Béryllium	3,3	0,0379	n° 156	2,3	0,1665
Cadmium	7,7	0,0017	n° 187	2,8	0,0798
Cobalt	11,3	0,0003	n° 183	2,4	0,1815
Chrome	0,9	0,5526	n° 177	10,5	0,0041
Cuivre	4,5	0,0129	n° 171 ¹	5,9	0,0868
Fer ¹	3,8	0,0228	n° 180	56,9	0,0001
Mercuré	8,8	0,0010	n° 170	53,6	0,4427
Magnésium	62,4	0,0001	n° 199 ¹	26,8	0,0956
Manganèse	10,6	0,0005	n° 195	0,5	0,8363
Nickel	1,3	0,3430	n° 194	6,7	0,0112
Plomb	6,1	0,0044	n° 208	99,9	0,0001
Vanadium	2,7	0,0662	n° 206 ¹	2,6	0,1335
Zinc	13,9	0,0001	n° 209 ¹	3,1	0,0896
			Totaux	9,0	0,041
BPC			Dioxines et furannes		
n° 18	7,3	0,0452	Totaux	12,1	0,0012
n° 17	6,1	0,0367	Équivalents toxiques	5,1	0,0486
n° 31 ¹	14,1	0,0247			
n° 28	15,9	0,0240	HAP		
n° 33 ¹	15,8	0,0303	Naphtalène	8,1	0,0009
n° 52 ¹	15,1	0,0351	1- méthylnaphtalène	17,1	0,0004
n° 49	9,7	0,0125	2-méthylnaphtalène	18,9	0,0001
n° 44	12,4	0,0288	Triméthylnaphtalène	1,0	0,4975
n° 74	2,3	0,1394	Acénaphtylène	29,3	0,0005
n° 70	5,5	0,0384	Acénaphène	8,5	0,0001
n° 95	4,5	0,1040	Fluorène	23,1	0,0001
n° 101	2,3	0,1814	Phénanthrène	116,3	0,0001
n° 99	2,9	0,1456	Anthracène	44,0	0,0002
n° 87	3,5	0,1007	Fluoranthène	10,9	0,0001
n° 110	4,9	0,0597	Pyrène	50,3	0,0001
n° 82	4,8	0,2427	Benzo(a)anthracène	8096	0,0002
n° 118	9,4	0,016	Chrysène	17,8	0,0001
n° 105	8,5	0,0071	Benzo (b)fluoranthène	23,0	0,0001
n° 151 ¹	7,4	0,0119	Benzo (k)fluoranthène	23,6	0,0001
n° 149	7,6	0,0180	Benzo (a)pyrène	80,7	0,0001
n° 153	3,9	0,0609			
n° 132 ¹	3,1	0,0752			
n° 138	14,0	0,0044			

Annexe 5 Résultats de l'analyse de variance des concentrations de substances toxiques à différentes stations de mesure dans le bassin du Saint-Maurice (suite)

Substance	F	P	Substance	F	P
Phtalates			Acides gras et résiniques		
Diméthylphtalate	5,2	0,0056	Acide palmitoléique	8,6	0,0007
Diéthylphtalate	31,0	0,0001	Acide palmitique	2,5	0,0745
Di-n-butylphtalate	1,6	0,2323	Acide linoléique ¹	1,9	0,1544
Butylbenzylphtalate	0,6	0,7942	Acide oléique ¹	2,5	0,0705
Bis(2-éthylhexyl)phtalate	4,5	0,0108	Acide stéarique	0,9	0,5782
Di-n-octylphtalate	2,3	0,0929	Acide sandaracopimarique	66,7	0,0001
			Acide isopimarique	31181	0,0001
Autres C O S V ²			Acide déhydroabiétique	7,3	0,0015
Phénol	15,9	0,0001	Acide abiétique	1,0	0,4975
1,3-dichlorobenzène	12,0	0,0001	Acide 9,10-dichlorostéarique	3,1	0,0402
1,4-dichlorobenzène	23,1	0,0001			
1,2-dichlorobenzène	89,1	0,0001			
Hexachloroéthane	34,1	0,0001			
1,2,4-trichlorobenzène	1,5	0,2648			
Hexachlorobutadiène	1,4	0,2935			
Dibenzofurane	19,0	0,0001			
Hexachlorobenzène	0,9	0,5471			
Carbazole	1,0	0,5243			
9,10-anthracènedione	22873	0,0001			
9,10-anthracènedione-2-amino	806	0,0001			
Pentachloroéthane	7,6	0,0012			
2-méthylthiobenzothiazole	6,6	0,0022			
Benzophénone	32,8	0,0001			
Benzylbenzoate	1,0	0,4980			

F : Valeur de la statistique F de Fisher de l'analyse de variance.

P : Probabilité associée à la valeur de F.

¹ Résultat de l'analyse de variance sur les rangs

² Composés organiques semi-volatils autres que les HAP et les phtalates

Annexe 6 Probabilité associée à la valeur de F du test de comparaison a posteriori Fisher LSD entre l'amont et l'aval des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Saint-Maurice

Cours d'eau Site	Saint-Maurice					Riv. Shawinigan
	La Tuque	Grand-Mère	Shawinigan	Riv. Shawinigan ¹	Trois-Rivières	Shawinigan
Métaux						
Aluminium	0,5545	0,1849	0,1525	0,0134	0,7248	0,0380
Baryum	0,0009	0,0107	0,0021	0,1725	0,0628	0,2700
Béryllium	0,1247	0,7380	0,3712	0,6027	0,8639	0,7380
Cadmium	0,3433	1,0000	0,5560	0,2511	0,4595	1,0000
Cobalt	0,4136	0,7409	0,0052	0,0001	0,4578	0,0002
Cuivre	0,0475	0,3940	0,0065	0,3649	0,0063	0,1080
Fer	0,3778	0,7207	0,3731	0,0141	0,7543	0,9397
Mercure	0,6629	0,3186	0,0001	0,3577	0,5716	0,4082
Magnésium	0,1789	0,6691	0,0001	0,0001	0,9950	0,0001
Manganèse	0,0304	0,0495	0,0011	0,0417	0,4231	0,0126
Plomb	0,6640	0,7090	0,0014	0,4578	0,3365	0,0106
Vanadium	0,6704	0,7851	0,4501	0,5186	0,5710	0,4099
Zinc	0,1558	0,2864	0,0897	0,4375	0,4836	0,0021
BPC						
18	0,0106	0,1197	0,8705	0,0255	0,0181	0,4095
17	0,0106	0,1451	0,9592	0,0285	0,0149	0,4312
31	0,0007	0,0438	0,7521	0,0002	0,0121	0,0281
28	0,0027	0,1650	0,5273	0,0009	0,0166	0,0347
33	0,0013	0,2922	0,3185	0,0004	0,0059	0,0190
52	0,0007	0,4928	0,5263	0,0002	0,0099	0,0203
49	0,0107	0,3272	0,9587	0,0009	0,0243	0,0502
44	0,0066	0,2644	0,6127	0,0004	0,0243	0,0196
70	0,2064	0,3907	0,8890	0,0008	0,0800	0,0304
110	0,0287	0,3906	0,9161	0,0004	0,2486	0,0205
118	0,0156	0,3403	0,1687	0,0001	0,2360	0,0095
105	0,0465	0,3023	0,1121	0,0001	0,3097	0,0053
151	0,3859	0,7282	0,4475	0,0037	0,6464	0,0563
149	0,0472	0,3690	0,7752	0,0001	0,7014	0,0378
153	0,0849	0,7641	0,7623	0,0005	0,5154	0,0142
132	0,1250	0,6615	0,5313	0,0004	0,2920	0,0168
138	0,0157	0,4965	0,0692	0,0001	0,5510	0,0040
158	0,1140	0,9800	0,7426	0,0050	0,0021	0,0432
128	0,3980	0,6691	0,0294	0,0003	0,0473	0,0073
187	0,0824	0,6715	0,8229	0,0028	0,3656	0,0913
177	0,7713	0,0927		0,0007	0,6167	0,1573
171	1,0000	0,4682	0,4890	0,0006	0,7976	0,1817
180	1,0000	0,0001	0,0005	0,0001	0,1965	0,0499
199			0,0042		0,7842	0,0138
194	0,4418	0,6772	0,8675	0,1383	0,4346	0,0645
208	1,0000	1,0000	0,0001			
209	1,0000	1,0000	0,0002	0,0005		0,0028
Totaux	0,0063	0,3256	0,9037	0,0004	0,0485	0,0223

Annexe 6 Probabilité associée à la valeur de F du test de comparaison a posteriori Fisher LSD entre l'amont et l'aval des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Saint-Maurice (suite)

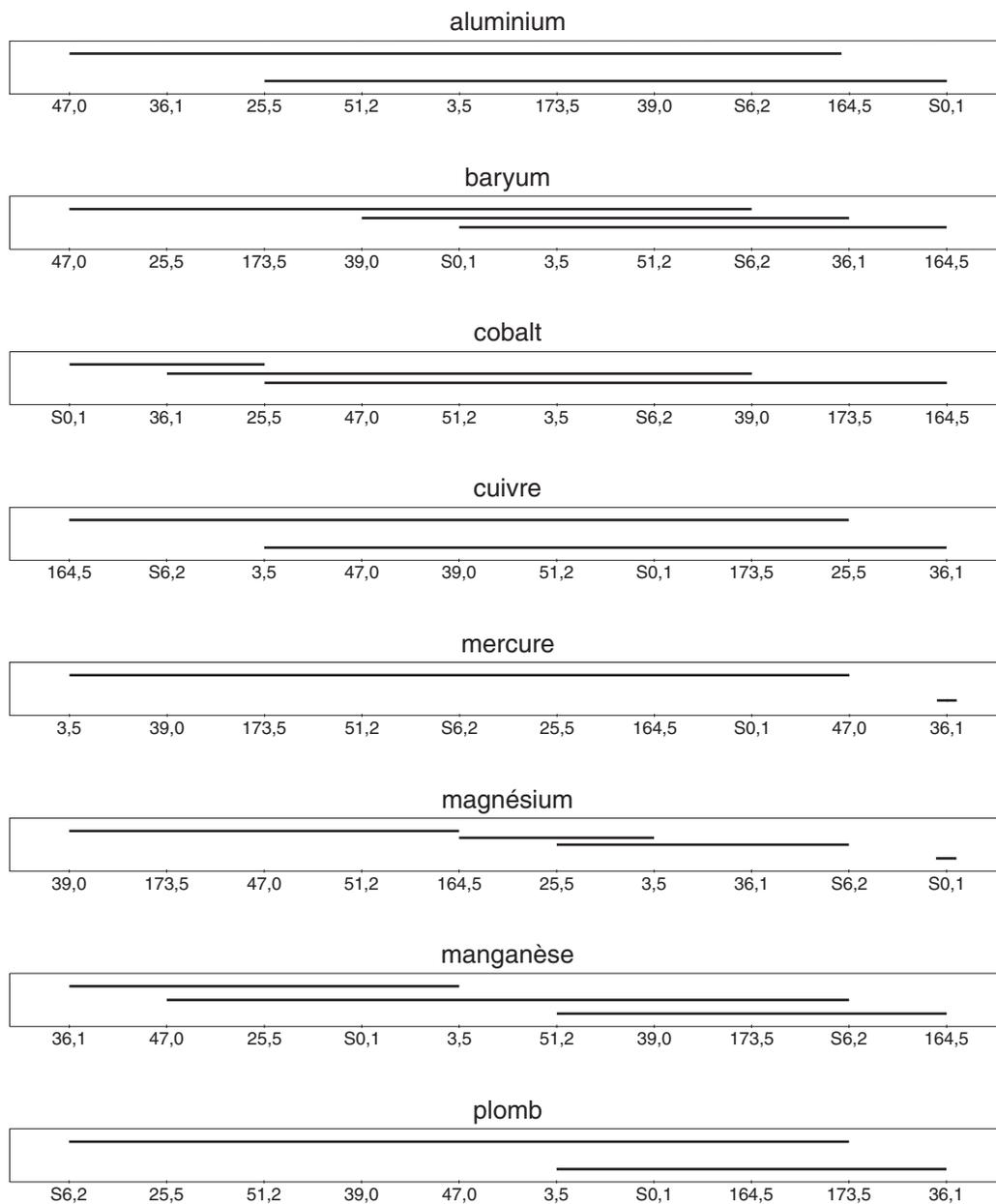
Cours d'eau Site	Saint-Maurice					Riv. Shawinigan
	La Tuque	Grand-Mère	Shawinigan	Riv. Shawinigan ¹	Trois-Rivières	Shawinigan
Dioxines et furannes						
Totaux	0,1154	0,2090	0,0001	0,0004	0,0150	0,0151
Équivalents toxiques	0,9005	0,1199	0,0311	0,0052	0,0449	0,3081
HAP						
Naphtalène	0,2045	0,1518	0,0016	0,3707	0,0020	0,0037
1-méthylnaphtalène	0,0444	0,2808	0,0001	0,0059	0,0112	0,0059
2-méthylnaphtalène	0,0501	0,1317	0,0001	0,1252	0,0001	0,7535
Acénaphtylène	0,5939	0,2385	0,0001	0,0002	0,0118	0,0003
Acénaphène	0,1831	1,0000	0,0015	0,0005	1,0000	0,0872
Fluorène	0,5693	0,0838	0,0001	0,0002	0,4169	0,0012
Phénanthrène	0,0045	0,2124	0,0001	0,0001	0,0006	0,0001
Anthracène	0,3944	1,0000	0,0001	0,0001	0,0052	0,0001
Fluoranthène	0,0451	0,3842	0,0248	0,0001	0,4472	0,0006
Pyrène	0,0010	0,3201	0,0001	0,0001	0,5501	0,0001
Benzo(a)anthracène	1,0000	1,0000	0,0023	0,0001	1,0000	0,0001
Chrysène	1,0000	0,2463	0,0001	0,0001	0,0804	0,0001
Benzo(b)fluoranthène	1,0000	1,0000	0,3719	0,0001	0,0296	0,0001
Benzo(k)fluoranthène	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001
Benzo(a)pyrène	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001
Phtalates						
Diméthylphtalate	0,0152	0,3589	1,0000	0,0152	0,0003	1,0000
Diéthylphtalate	0,0019	0,0069	0,0001	0,3146	0,0001	0,0001
Bis(2-éthylhexyl)phtalate	0,6571	0,5773	0,0062	0,1456	0,4175	0,1207
Autres C.O.S.V.²						
Phénol	1,0000	0,0989	0,0026	0,0001	0,3674	0,2160
1,3-dichlorobenzène	0,2700	1,0000	0,0004	0,0001	0,6722	0,0634
1,4-dichlorobenzène	0,3972	0,0691	0,0001	0,5719	0,0001	0,1193
1,2-dichlorobenzène	0,4343	0,6927	0,0001	0,0056	0,1745	0,0014
Hexachloroéthane	1,0000	1,0000	0,0001	0,0001	1,0000	0,0001
Dibenzofuranne	0,1872	0,0547	0,0001	0,0008	0,7871	0,0082
9,10-anthracènedione	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001
9,10-anthracènedione-2-amino	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001
Pentachloroéthane	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001
2-méthylthiobenzothiazole	0,2113	0,7592	0,1130	0,0310	0,0009	0,0001
Benzophénone	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	0,0705	0,0001
Acides gras et résiniques						
Acide palmitoléique	0,0004	0,9144	0,0147	0,5255	0,7003	0,0684
Acide sandaracopimarique	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001
Acide isopimarique	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001
Acide déhydroabiétique	0,0101	0,5129	0,9153	0,0009	0,3838	0,0001
Acide 9-10-dichlorostéarique	0,5591	0,7111	0,2003	0,3470	0,5106	0,0051

Caractères gras : P < 0,05, sauf pour BPC, dioxines et furannes P < 0,10, associé à une hausse de concentration.

¹Rivière Shawinigan en tant que source de toxiques pour le Saint-Maurice

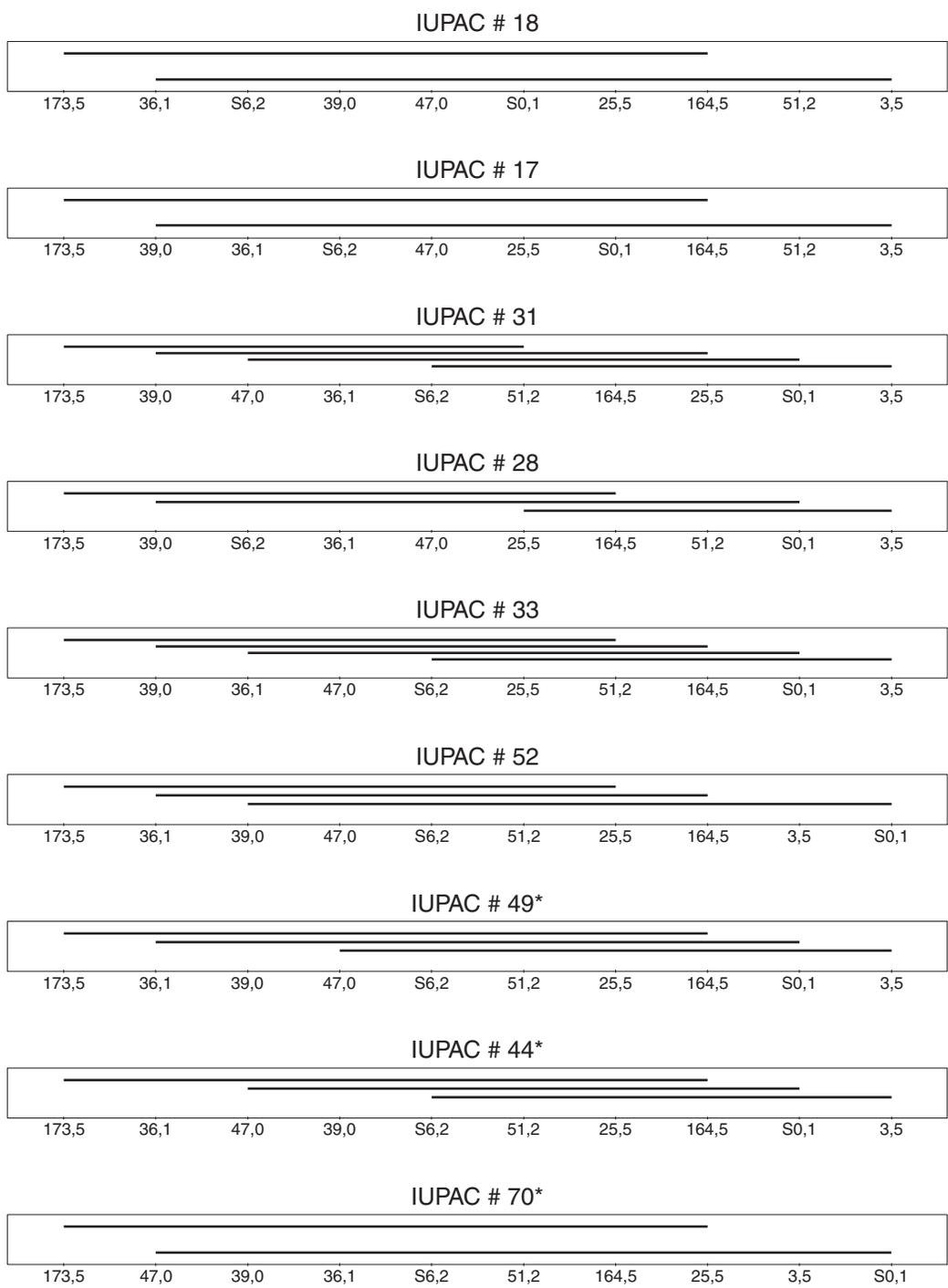
²Composés organiques semi-volatils autres que les HAP et les phtalates.

Annexe 7 Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



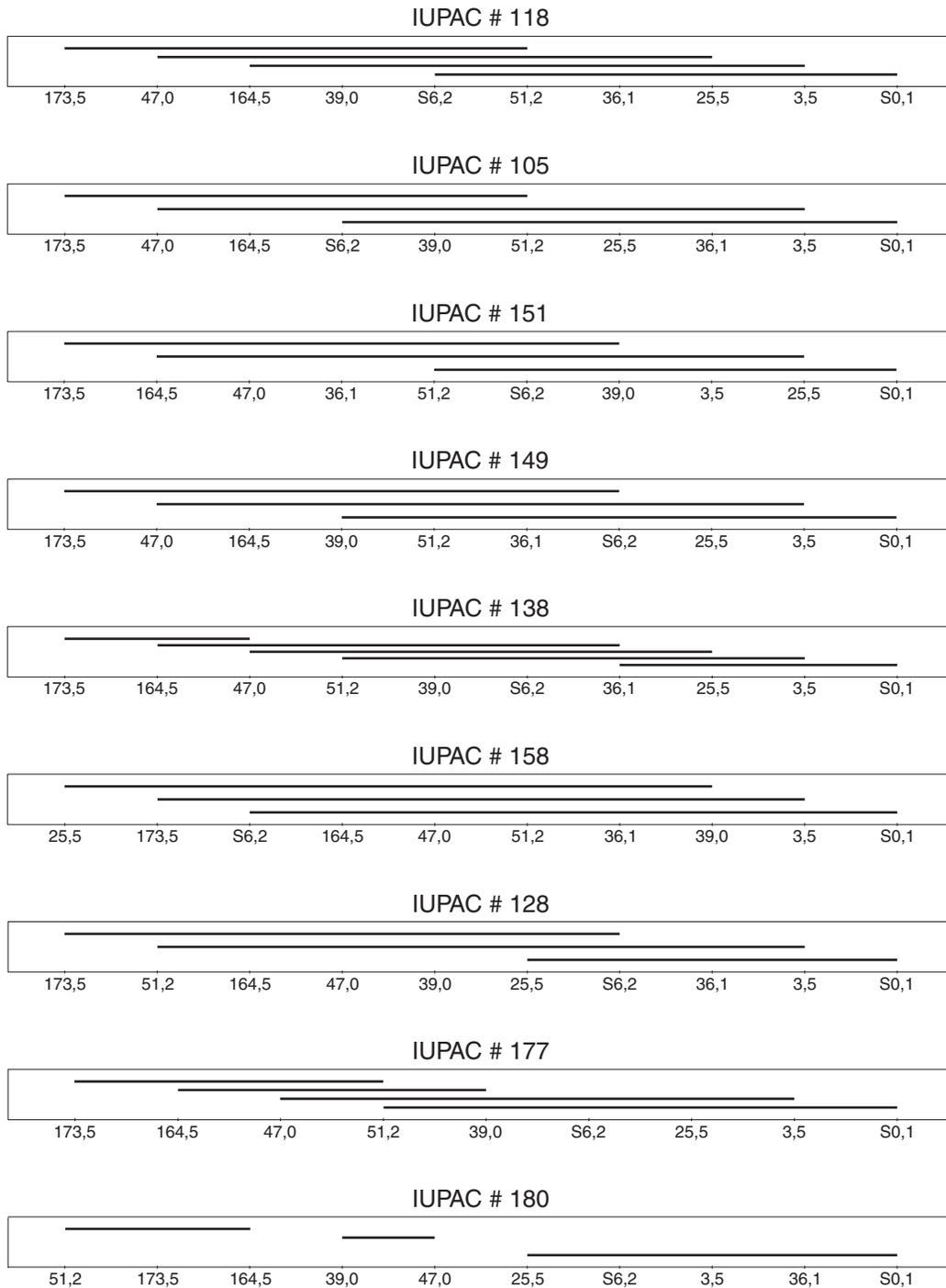
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 (suite) Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



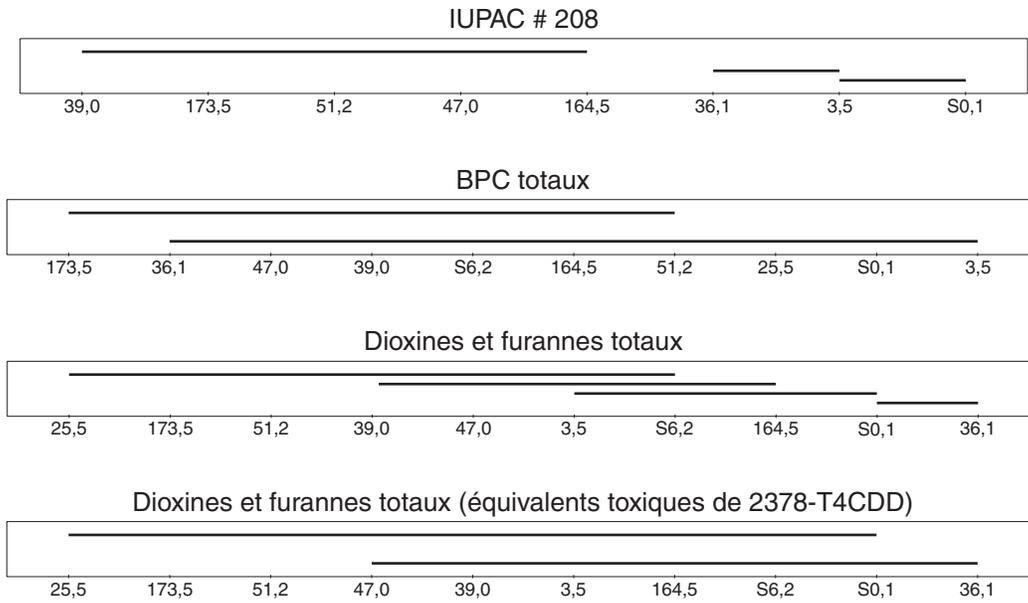
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 (suite) Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



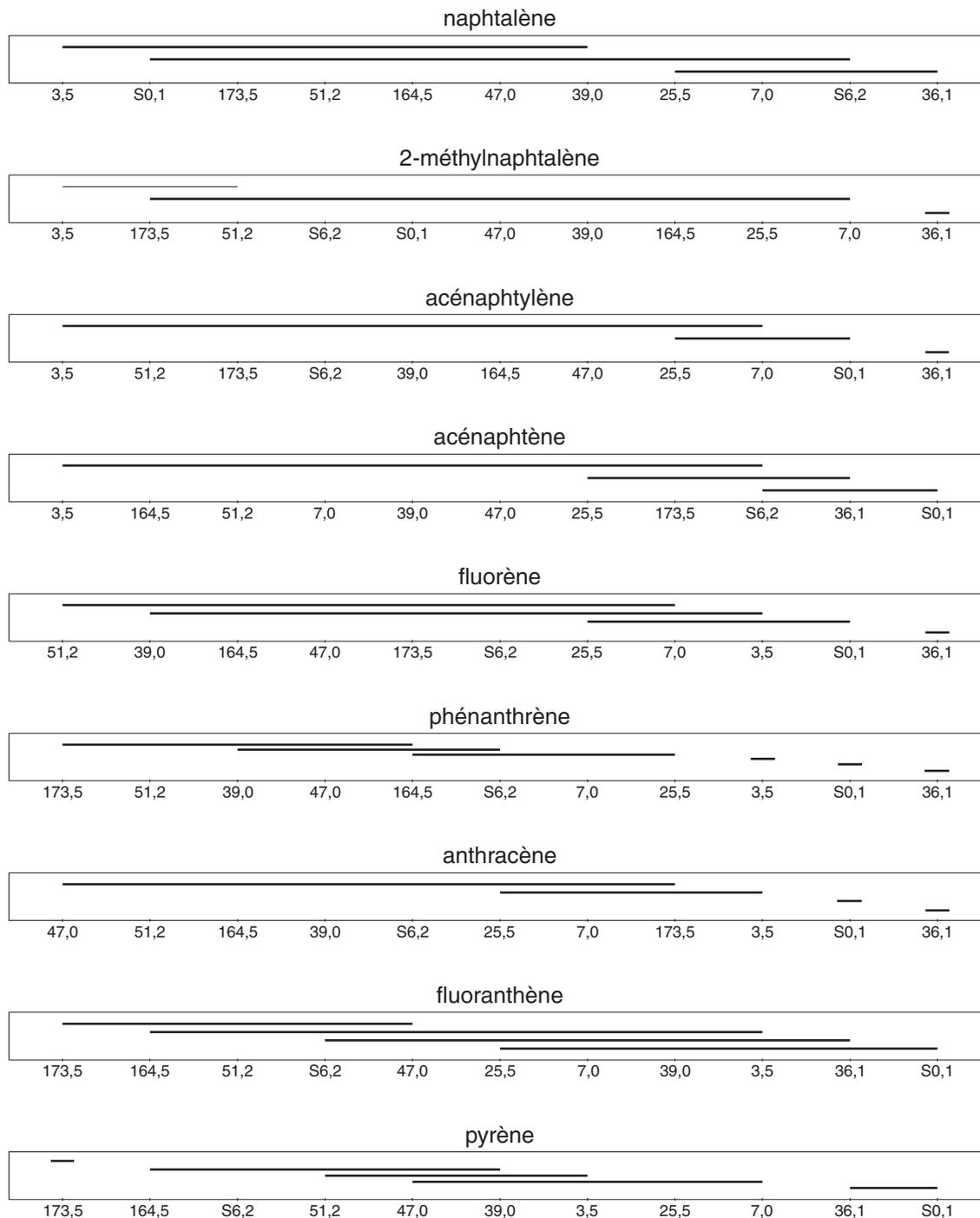
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 (suite) Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



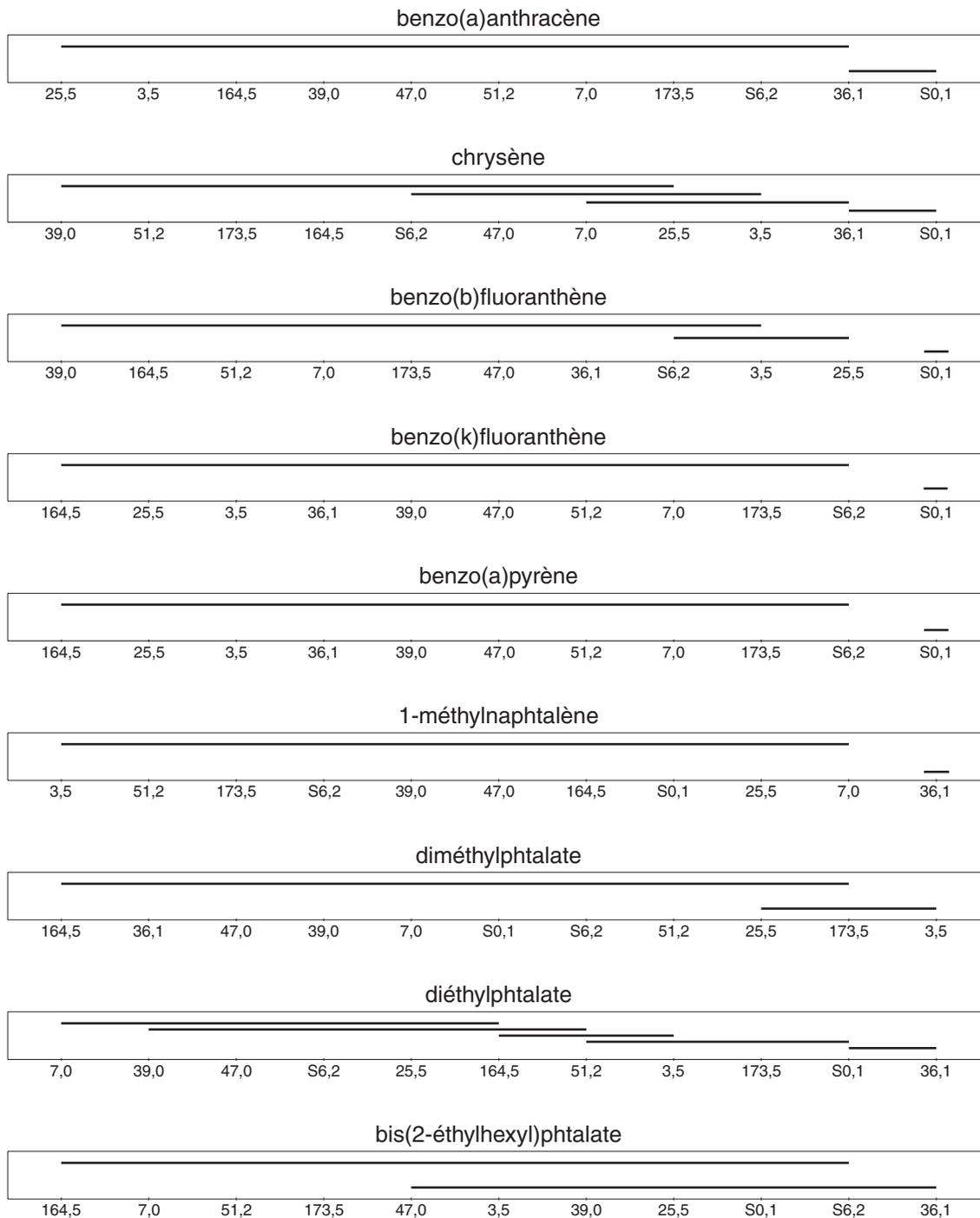
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 (suite) Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



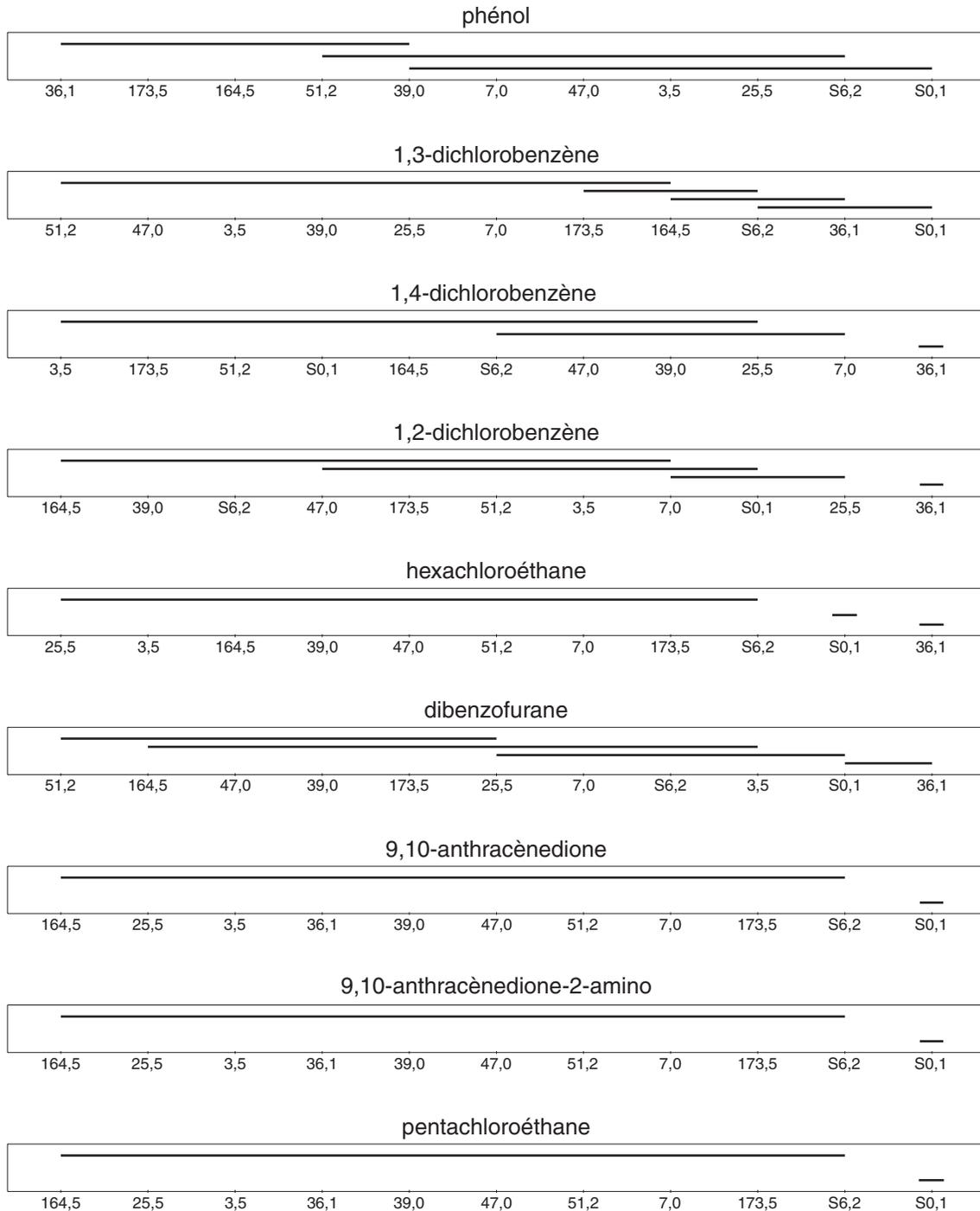
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 (suite) Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

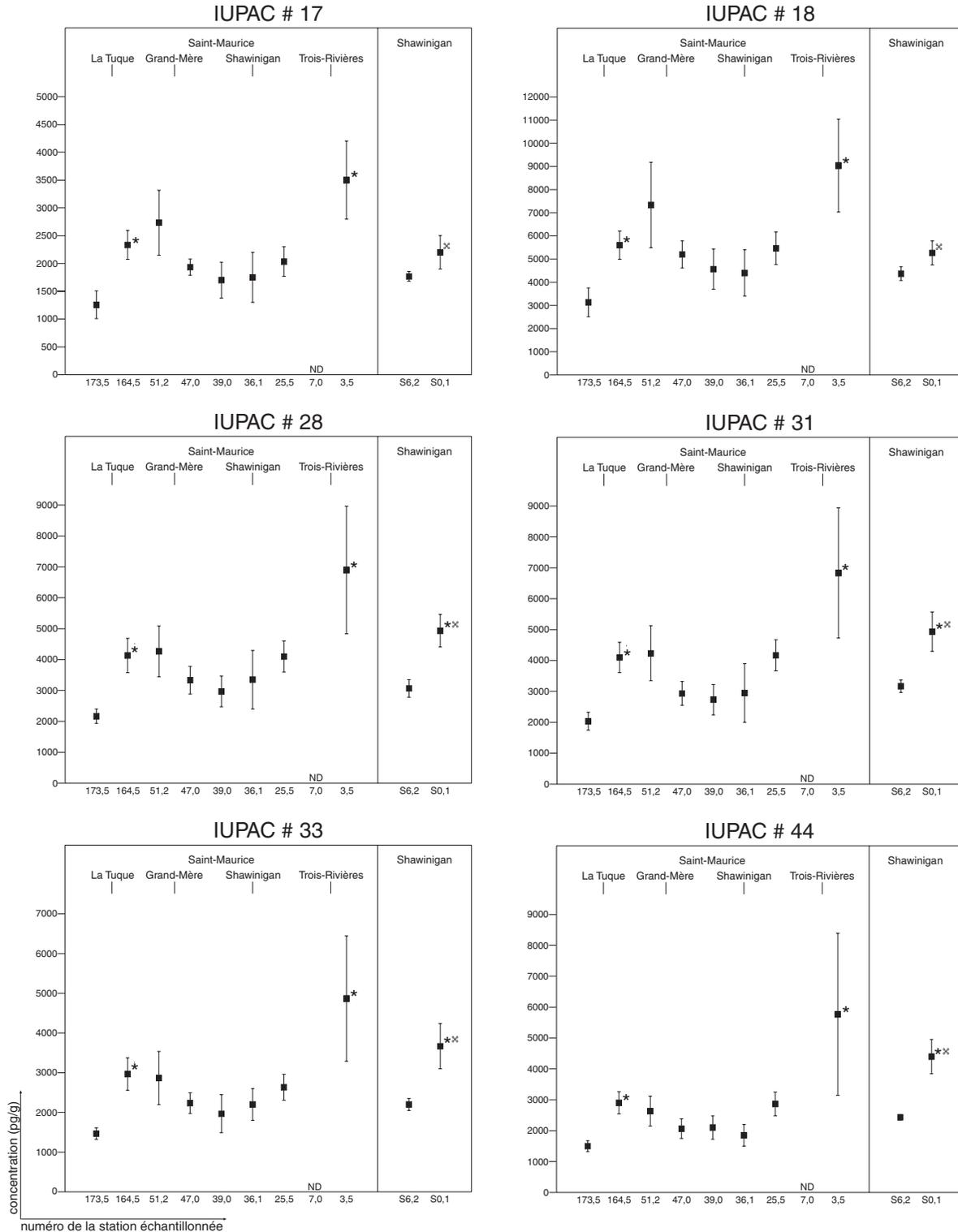
Annexe 7 (suite) Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan



Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

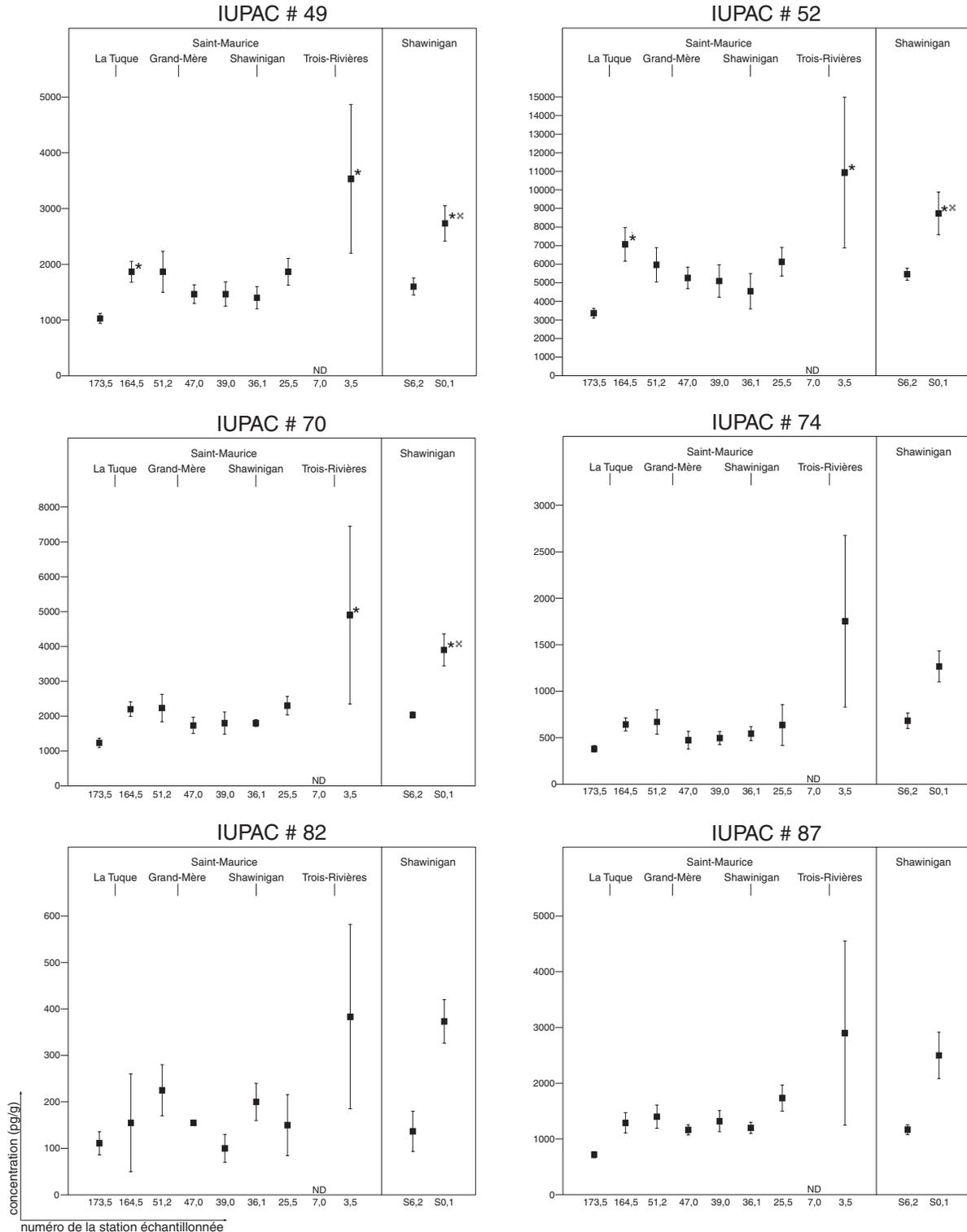
Annexe 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection ND : non disponible



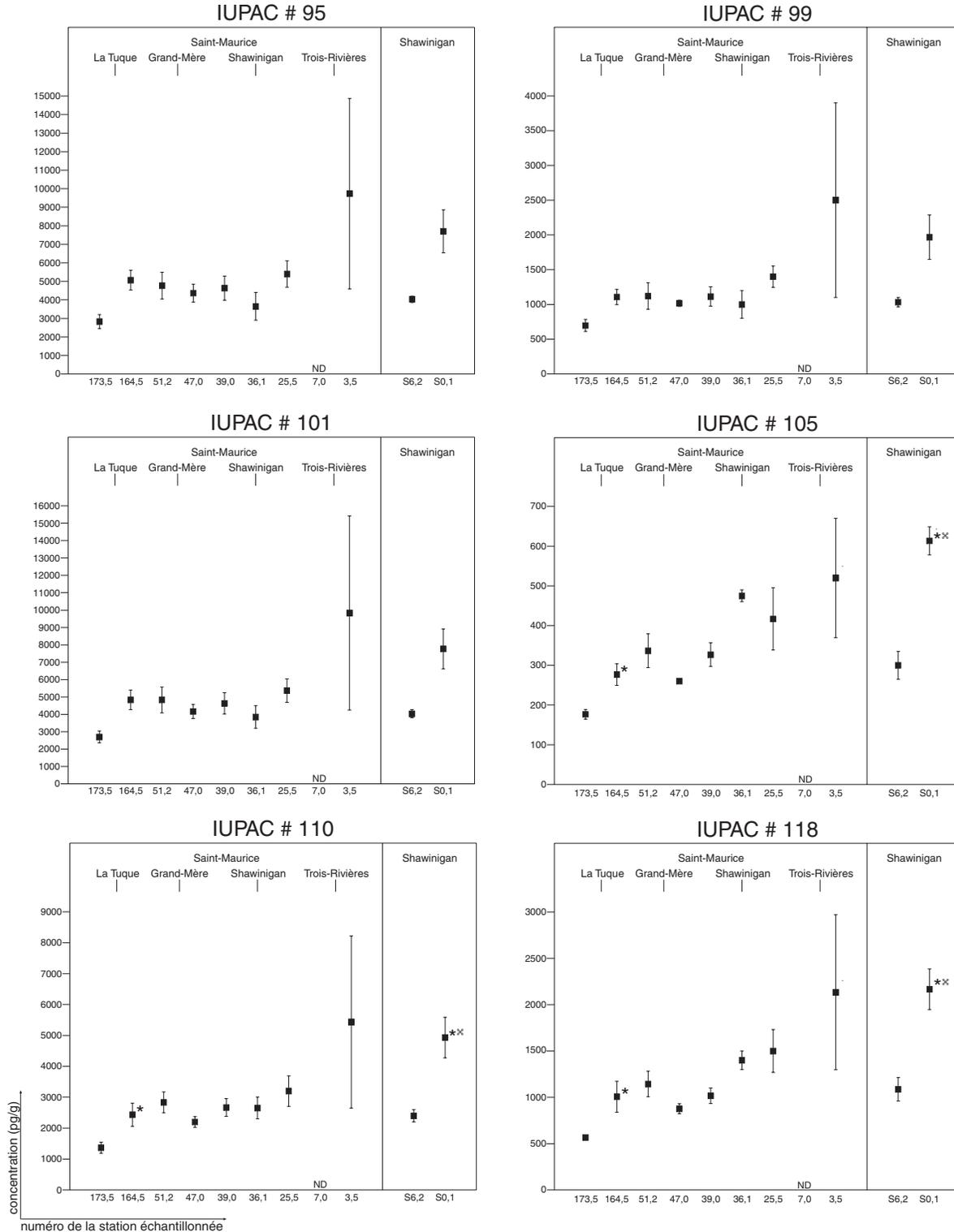
Annexe 8 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection ND : non disponible



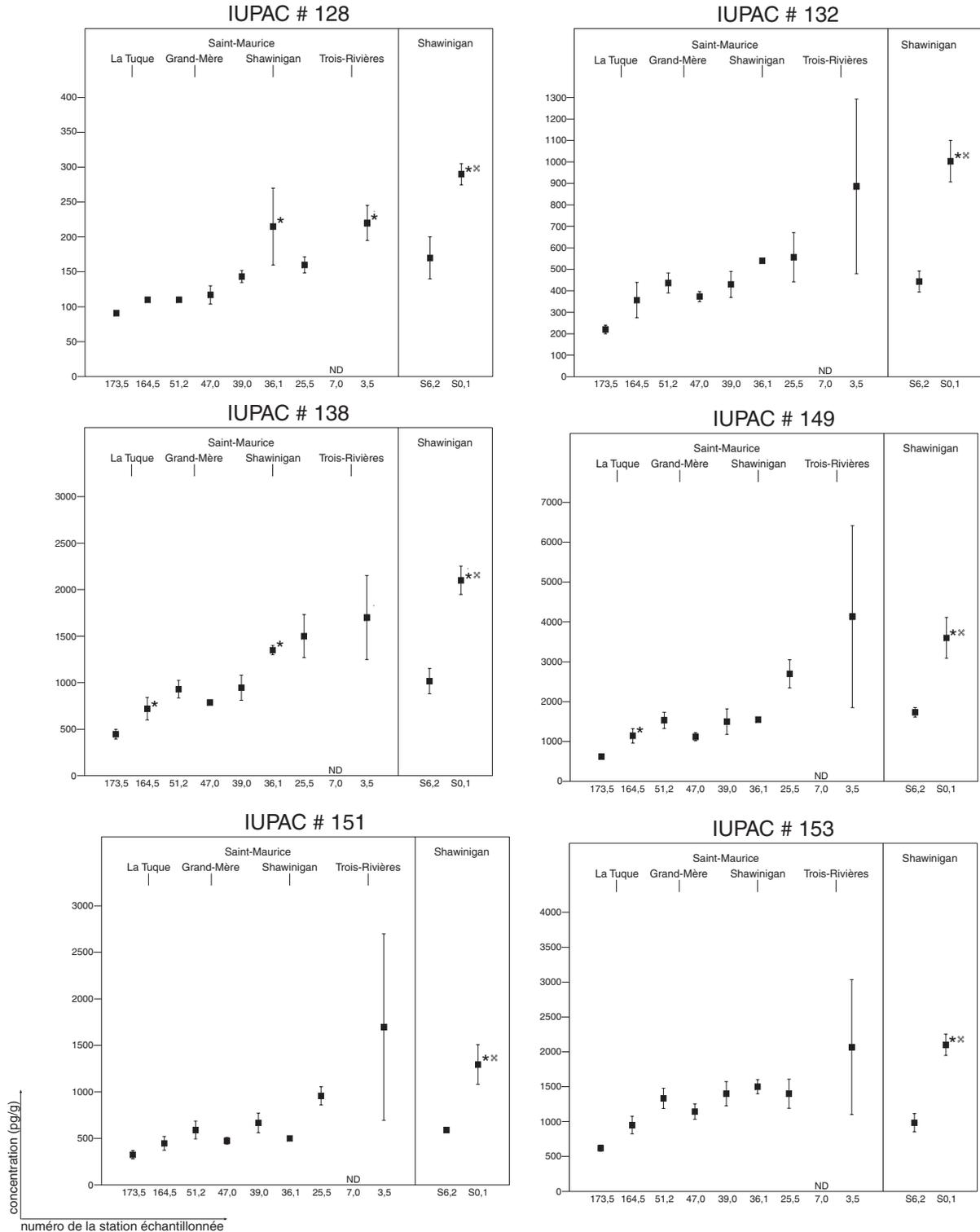
Annexe 8 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection ND : non disponible



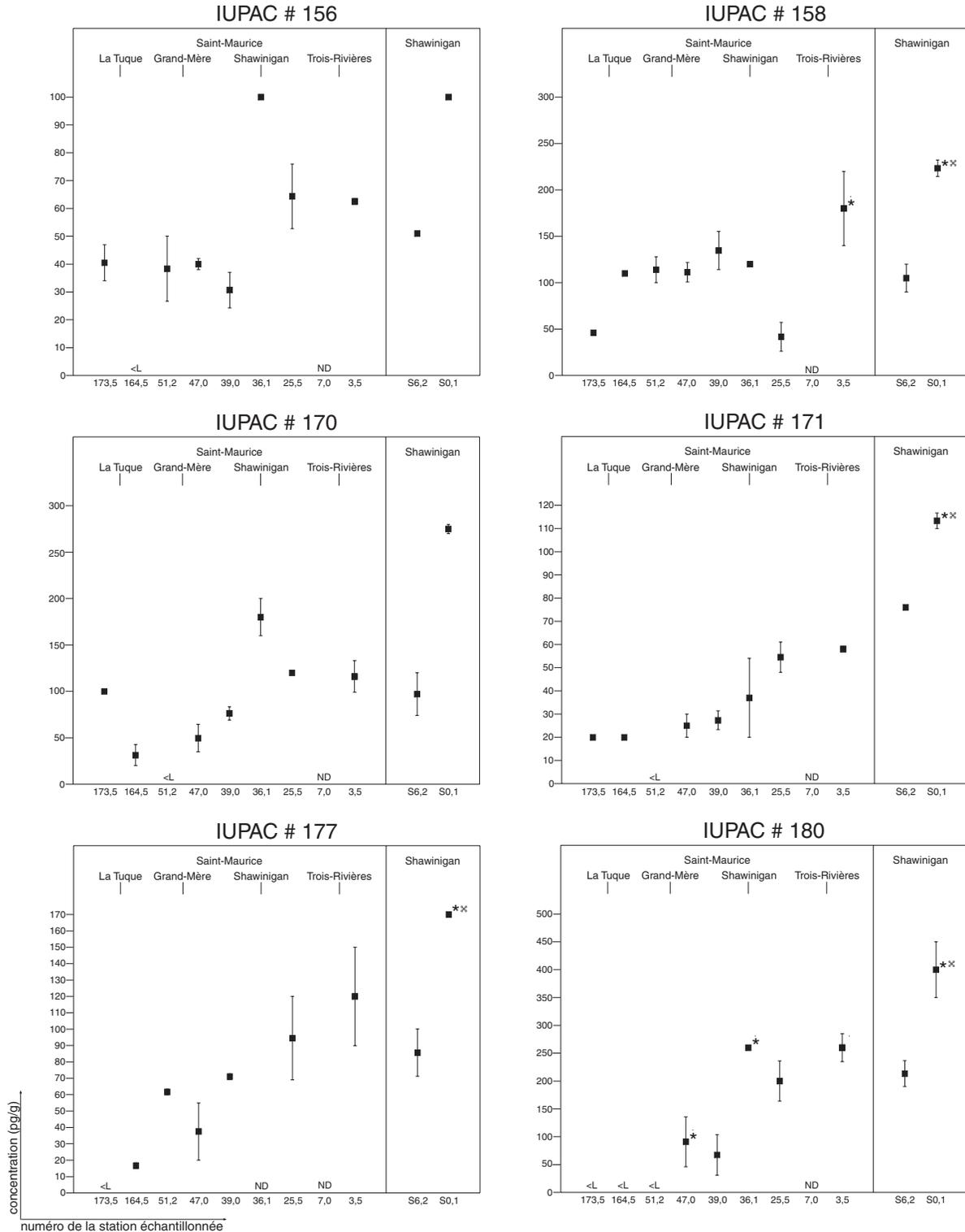
Annexe 8 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection ND : non disponible



Annexe 8 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection ND : non disponible



Annexe 8 (suite) Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 * concentration plus élevée qu'à la station de référence en amont de La Tuque selon le test de Fisher LSD ($\alpha=0,05$)
 <L : inférieur à la limite de détection ND : non disponible

