

()
7013032C M

Rapport soumis au
COMITE D'ETUDE SUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT
par
LE MINISTERE DU TOURISME, DE LA CHASSE ET DE LA PECHE

RAPPORT TECHNIQUE NO 7

Accumulation des métaux lourds et des composés organochlorés
dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent

Harm Sloterdijk, biologiste

Décembre 1977



TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
LISTE DES TABLEAUX	5
LISTE DES FIGURES	7
LISTE DES PARTICIPANTS	9
RESUME	11
INTRODUCTION	13
1 - METHODOLOGIE	17
1.1 - Collecte des poissons	19
1.2 - Méthodes analytiques du laboratoire	20
1.3 - Traitement statistique des données	20
2 - RESULTATS	33
3 - DISCUSSION	75
3.1 - Généralités	77
3.2 - Métaux lourds	80
3.2.1 - Arsenic	90
3.2.2 - Cobalt	92
3.2.3 - Chrome	97
3.2.4 - Cuivre	98
3.2.5 - Mercure	99
3.2.6 - Manganèse	119
3.2.7 - Nickel	120
3.2.8 - Zinc	124
3.2.9 - Cadmium et Plomb	125
3.2.9.1 - Cadmium	126
3.2.9.2 - Plomb	128

TABLE DES MATIERES (suite)

	<u>PAGE</u>
3.3 - Composés organochlorés	130
3.3.1 - Pesticides	133
3.3.2 - PCB	141
4 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	157
4.1 - Consommation	159
4.2 - Qualité de la vie aquatique	160
4.2.1 - Métaux lourds	160
4.2.2 - Mercure	163
4.2.3 - PCB	165
4.3 - Bioaccumulation	165
4.4 - Surveillance	167
BIBLIOGRAPHIE	171

LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGE</u>
1.1.1	Localisation des stations d'échantillonnage entre Cornwall et Québec	23
1.1.2	Nombre de spécimens des espèces les plus courantes qui furent transmis au laboratoire pour les analyses chimiques	25
1.1.3	Nombre de spécimens des espèces moins courantes qui furent transmis au laboratoire pour les analyses chimiques	27
1.1.4	Nomenclature des espèces de poissons capturés pour les analyses chimiques	29
1.1.5	Liste des métaux lourds et des composés organochlorés analysés par le laboratoire d'Environnement Canada, Service des Pêches, à Longueuil	31
2.1	L'amplitude des concentrations (en ppm) des contaminants dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent (avec leurs moyennes globales) et du lac Ontario, ainsi que les normes gouvernementales (ministère de la Santé nationale et du Bien-Etre social, Ottawa) pour la mise en marché des poissons	37
2.2 à 2.18	Concentrations (en ppm) de métaux lourds et de composés organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent. Les données sont présentées sur quatre lignes pour chaque paramètre indiquant la médiane, la moyenne, l'écart-type entre parenthèse et les valeurs minimums et maximums. (Stations 1 à 17)	41 à 73
3.2.1	Moyennes ajustées et valeurs maximales indiquées entre parenthèses des concentrations de mercure (en ppm) dans la chair des poissons capturés. La longueur du poisson standard est indiquée en-dessous du nom d'espèce (technique d'analyse de covariance)	109
3.2.2	Longueurs (en cm) au-dessus desquelles les poissons dépassent la norme de 0.5 ppm de mercure	117

LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGE</u>
1.1.1	Localisation des stations d'échantillonnage entre Cornwall et Québec	23
1.1.2	Nombre de spécimens des espèces les plus courantes qui furent transmis au laboratoire pour les analyses chimiques	25
1.1.3	Nombre de spécimens des espèces moins courantes qui furent transmis au laboratoire pour les analyses chimiques	27
1.1.4	Nomenclature des espèces de poissons capturés pour les analyses chimiques	29
1.1.5	Liste des métaux lourds et des composés organochlorés analysés par le laboratoire d'Environnement Canada, Service des Pêches, à Longueuil	31
2.1	L'amplitude des concentrations (en ppm) des contaminants dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent (avec leurs moyennes globales) et du lac Ontario, ainsi que les normes gouvernementales (ministère de la Santé nationale et du Bien-Etre social, Ottawa) pour la mise en marché des poissons	37
2.2 à 2.18	Concentrations (en ppm) de métaux lourds et de composés organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent. Les données sont présentées sur quatre lignes pour chaque paramètre indiquant la médiane, la moyenne, l'écart-type entre parenthèse et les valeurs minimums et maximums. (Stations 1 à 17)	41 à 73
3.2.1	Moyennes ajustées et valeurs maximales indiquées entre parenthèses des concentrations de mercure (en ppm) dans la chair des poissons capturés. La longueur du poisson standard est indiquée en-dessous du nom d'espèce (technique d'analyse de covariance)	109
3.2.2	Longueurs (en cm) au-dessus desquelles les poissons dépassent la norme de 0.5 ppm de mercure	117

LISTE DES TABLEAUX (suite)

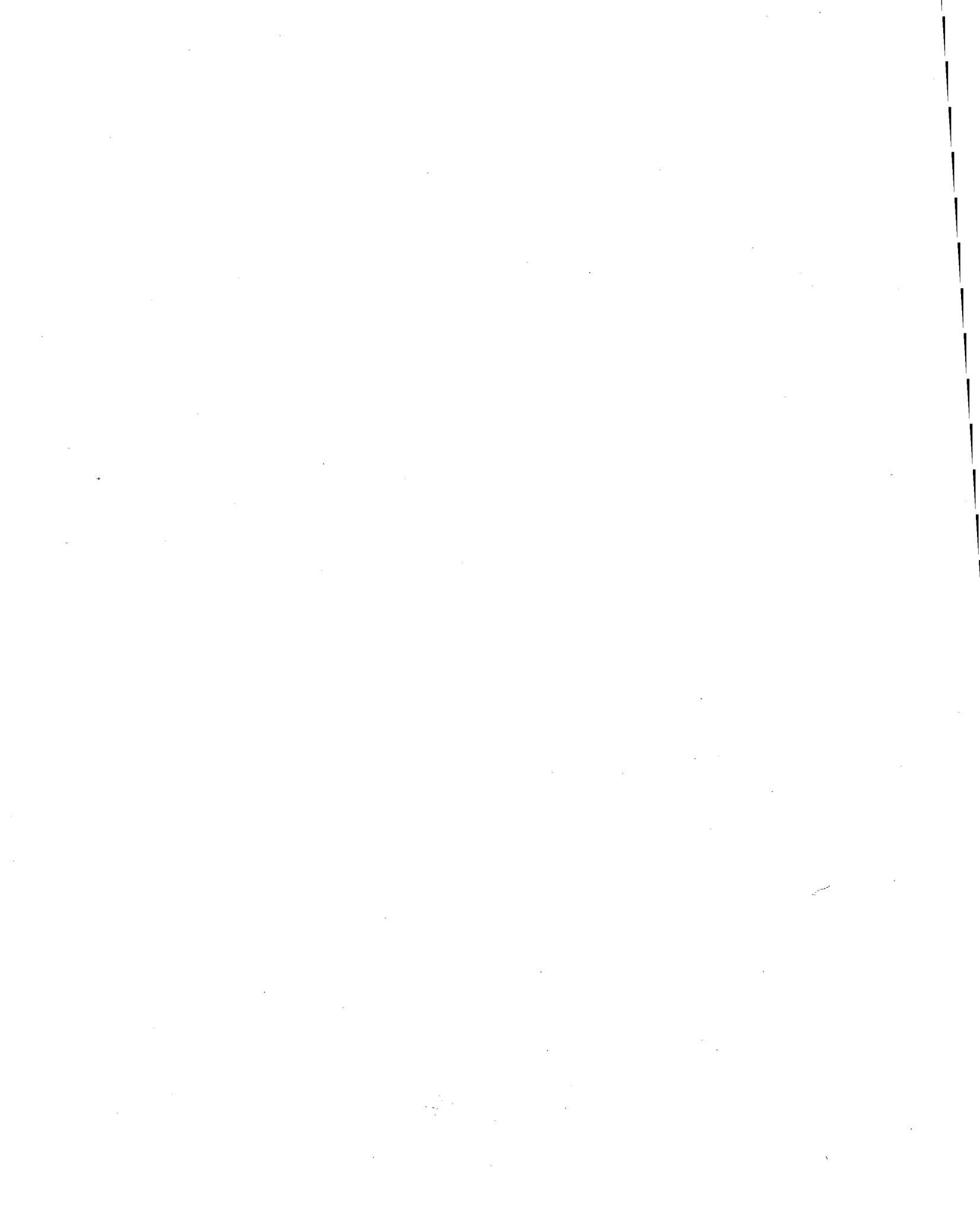
		<u>PAGE</u>
3.2.3	Moyennes des concentrations en ppm du plomb dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent. Le nombre de spécimens par groupe alimentaire se situe en général entre 4 et 6..	131
3.3.1	Moyennes et valeurs maximales indiquées entre parenthèses (en ppm) des concentrations de DDT dans la chair des poissons capturés. La longueur moyenne est indiquée avec l'espèce...	137
3.3.2	Moyennes des concentrations (en ppm) et valeurs maximales indiquées entre parenthèses de dieldrine dans la chair des poissons capturés	139
3.3.3	Moyennes et valeurs maximales indiquées entre parenthèses (en ppm) des concentrations de PCB dans la chair des poissons capturés. La longueur moyenne est indiquée avec l'espèce ..	147
3.3.4	Mercuré et PCB dans la chair et dans les oeufs de quelques espèces, capturées au printemps 1976 dans le fleuve entre Repentigny et Contrecoeur, ainsi que la distribution de mercure dans le brochet.....	153
3.3.5	Pourcentages (arrondis) des poissons capturés dépassant la norme de 2.0 ppm de PCB. Le nombre de spécimens est indiqué entre parenthèses	155
4.1.1	Localisation des espèces de poissons contaminées par le mercure ou les PCB, et suggestion pour la consommation humaine (200 g est considéré l'équivalent d'un repas)	161

LISTE DES TABLEAUX (suite)

		<u>PAGE</u>
3.2.3	Moyennes des concentrations en ppm du plomb dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent. Le nombre de spécimens par groupe alimentaire se situe en général entre 4 et 6..	131
3.3.1	Moyennes et valeurs maximales indiquées entre parenthèses (en ppm) des concentrations de DDT dans la chair des poissons capturés. La longueur moyenne est indiquée avec l'espèce...	137
3.3.2	Moyennes des concentrations (en ppm) et valeurs maximales indiquées entre parenthèses de dieldrine dans la chair des poissons capturés	139
3.3.3	Moyennes et valeurs maximales indiquées entre parenthèses (en ppm) des concentrations de PCB dans la chair des poissons capturés. La longueur moyenne est indiquée avec l'espèce ..	147
3.3.4	Mercure et PCB dans la chair et dans les oeufs de quelques espèces, capturées au printemps 1976 dans le fleuve entre Repentigny et Contrecoeur, ainsi que la distribution de mercure dans le brochet.....	153
3.3.5	Pourcentages (arrondis) des poissons capturés dépassant la norme de 2.0 ppm de PCB. Le nombre de spécimens est indiqué entre parenthèses	155
4.1.1	Localisation des espèces de poissons contaminées par le mercure ou les PCB, et suggestion pour la consommation humaine (200 g est considéré l'équivalent d'un repas)	161

LISTE DES FIGURES

	<u>PAGE</u>
1.1.1 Localisation des stations d'échantillonnage des poissons	21
3.1.1 Les deux types d'eau du fleuve Saint-Laurent	81
3.2.1 Une représentation idéalisée de la répartition des métaux chez les divers groupes de poissons	85
3.2.2 Moyennes, écarts-types et les valeurs minimums et maximums des concentrations d'arsenic dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent	93
3.2.3 Moyennes, écarts-types et les valeurs minimums et maximums des concentrations de cobalt, chrome et cuivre dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent ...	95
3.2.4 Moyennes (ajustées par la méthode d'analyse de covariance), écarts-types et valeurs minimums et maximums des concentrations de mercure total dans la chair des poissons piscivores, benthivores et insectivores du fleuve Saint-Laurent	111
3.2.5 Moyennes, écarts-types et valeurs minimums et maximums des concentrations de manganèse, nickel et zinc dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent	121
3.3.1 Moyennes, écarts-types et valeurs minimums et maximums des concentrations de PCB dans la chair des poissons piscivores, benthivores et insectivores du fleuve Saint-Laurent	143



LISTE DES PARTICIPANTS:

Ralph CICCARIELLO (P.E.)

Simon DUBE (MTCP)

Yvon GRAVEL (MTCP)

Jacques LAUZON (P.E.)

Denise LESSARD (P.E.)

Daniel LETOURNEAU (P.E.)

Raymond MALO (MTCP)

Jean-René MONGEAU (MTCP)

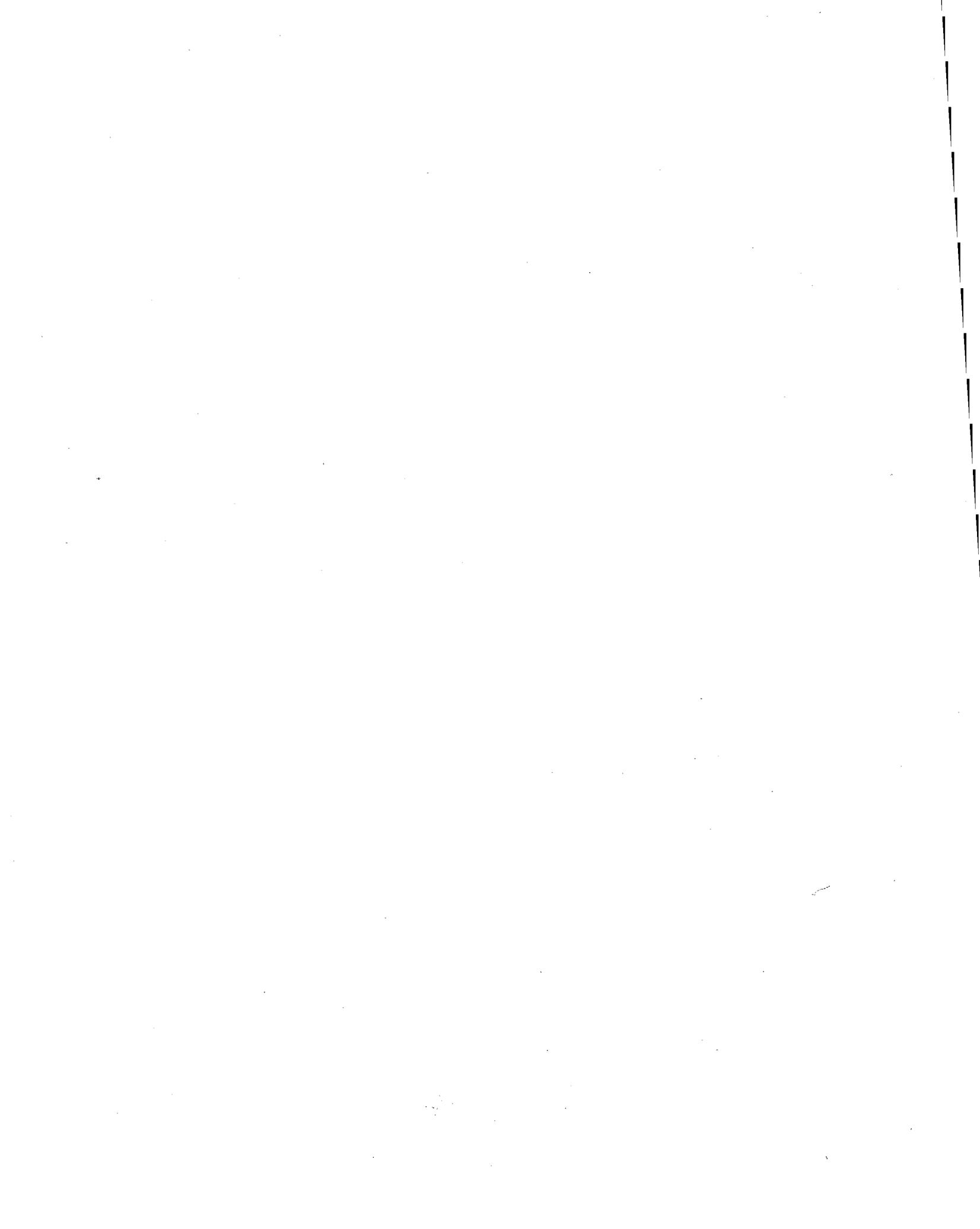
Pierre OBRY (MTCP)

Robert PARENT (MTCP)

Martin PAULETTE (MTCP)

Louis SAULNIER (MTCP)

Harm SLOTERDIJK (MTCP)



R E S U M E

Les concentrations des métaux lourds et des composés organochlorés furent déterminées dans la chair des poissons (achigan à petite bouche, barbotte brune, crapet-soleil, doré jaune, esturgeon de lac, grand brochet, meunier noir, perchaude et quelques autres espèces) capturés en 1975 et 1976 entre Cornwall et Québec.

Les concentrations du mercure et des PCB dépassent souvent les normes gouvernementales pour la mise en marché des poissons, 0.5 ppm et 2.0 ppm respectivement, notamment dans la région de Montréal (incluant le lac Saint-François). Le grand brochet et le doré jaune s'avèrent les plus contaminés en ce qui concerne le mercure, ils en contiennent jusqu'à 3.5 ppm et leurs moyennes s'évaluent entre 0.3 et 1.2 ppm. En ce qui concerne les PCB, le crapet-soleil et la perchaude sont relativement peu contaminés. Les autres espèces présentent des moyennes variant de 0.3 à 6 ppm, avec des valeurs allant jusqu'à 15 ppm (une valeur extrême de 27 ppm).

Les concentrations des autres métaux sont en général peu élevées, surtout si l'on considère les normes gouvernementales. L'amplitude des concentrations (en ppm) et les moyennes (entre parenthèses) sont: As, 0.05 - 0.9 (0.2); Cd, < 0.05 - 0.1 (0.05); Co, 0.03 - 2.1 (0.5); Cr, 0.05 - 1.6 (0.4), Cu, 0.1 - 3.0 (0.7); Mn 0.1 - 8.8 (1.7); Ni, 0.1 - 1.7 (0.5); Pb, < 0.05 - 0.5 (0.3); Zn, 2 - 75 (15).

Nous avons trouvé très peu d'insecticides dans la chair des poissons. Le DDT total et parfois la dieldrine se trouvent en quan-

tités plus que trace: Nd (non-déecté) - 1.1 ppm et ND - 0.1 ppm respectivement, tandis que les autres sont à peine décelables.

Nos données démontrent que les métaux lourds (excluant le mercure), ne sont pas bioconcentrés en montant la chaîne alimentaire, tandis que le mercure augmente en concentrations. De plus, le mercure est le seul métal pour lequel il y a une regression positive entre la concentration dans la chair et la taille du poisson. Nous sommes d'avis que la raison pour ce comportement est, entre autres, la forme chimique des métaux: le méthyle de mercure versus les métaux inorganiques. Les PCB sont bioconcentrés aussi, mais l'accumulation est influencée beaucoup par la teneur en lipides des tissus.

Des recommandations quant à la consommation des poissons contaminés sont incluses, ainsi que des suggestions pour les programmes de surveillance et de recherche.

I N T R O D U C T I O N

La présence des substances toxiques dans le fleuve Saint-Laurent présente une menace pour la vie aquatique et la santé publique. Il est fort possible que ce type de dégradation présentera à long terme le problème le plus sérieux pour les usagers du fleuve. Nos connaissances sur ces substances sont encore trop limitées en ce qui concerne leur identité, leur provenance, la quantité présente dans le milieu aquatique, leur forme chimique, leur comportement et leurs effets.

Au Québec, les eaux usées provenant de l'industrie et des agglomérations urbaines aboutissent presque toutes dans le fleuve Saint-Laurent. Il en résulte que le rôle important du fleuve dans la vie des Québécois en ce qui a trait aux multiples usages comme l'approvisionnement en eau potable, la pêche commerciale et sportive, l'aspect récréatif, etc. est sérieusement compromis, de même que la survie du biome aquatique.

La région des Grands lacs, surtout le lac Erié et le lac Ontario, est très industrialisée et, par conséquent, très polluée; en ce qui la concerne, on trouve dans la littérature un certain nombre d'études sur la pollution par les substances toxiques dans les poissons comme, par exemple, Lucas et al. (1970), Uthe and Bligh (1971), Mathis and Cummings (1973) et Anon. (1977). Le même phénomène industriel existe pour le fleuve Saint-Laurent mais, jusqu'à date, il y a peu d'études sur la contamination des poissons réalisées, du moins, dans la littérature consultée. Mentionnons que le rapport, qui a précédé celui-ci ne présente que des résultats préliminaires. Toutefois, il donne un bon aperçu de la situation (Sloterdijk, 1976).



La détermination de la concentration des toxiques chez les poissons est importante pour deux raisons: d'abord, parce que les fortes concentrations peuvent constituer un danger pour la santé publique (e.g. le méthyle de mercure), et ensuite, parce qu'elle peut constituer un indice de la qualité de la vie aquatique elle-même. Actuellement, on connaît très peu les effets causés par des concentrations subléthales (Anon., 1972a), et encore moins l'effet de la présence de ces contaminants dans la chair et dans les organes des poissons (Andrew et al., 1976).

Les métaux lourds se trouvent à l'état naturel dans les milieux aquatiques mais en concentrations minimes, souvent moins de 1 ppb ($\mu\text{g}/\text{l}$). Plusieurs sont essentiels aux fonctions biologiques, surtout comme activateur des enzymes (Bowen, 1966, Schroeder, 1974). On connaît ceux-ci sous le nom de métaux essentiels. Cependant, en concentrations plus grandes, même si celles-ci ne sont que très légèrement supérieures, ces métaux deviennent toxiques pour la vie aquatique (McKee and Wolf, 1963, Anon., 1972a). Une publication récente traite des connaissances sur ce sujet acquises à date (Andrew et al., 1976).

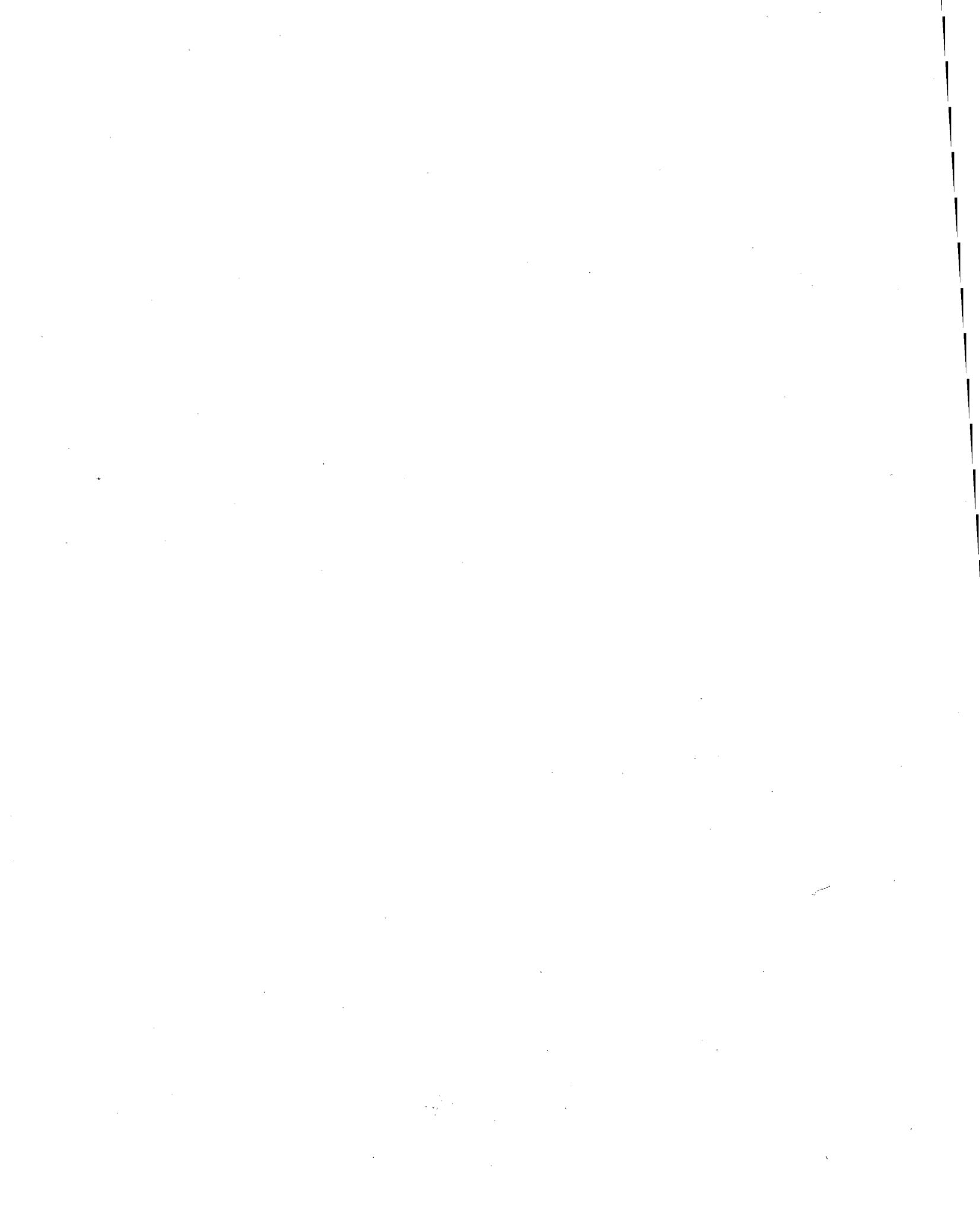
Les organochlorés dont nous traitons dans ce rapport comprennent les pesticides (insecticides) et les PCB.

Les pesticides sont des produits chimiques utilisés pour se débarrasser des organismes jugés nuisibles. Cependant, vu que ces produits ne sont pas sélectifs, et qu'ils tuent aussi bien les espèces utiles que nuisibles, ils sont souvent un grave danger pour le milieu aquatique (Anon., 1972a).

Les PCB sont des produits chimiques industriels et non des pesticides. Bien que ces produits soient déjà sur le marché depuis longtemps, leur potentialité comme contaminants dangereux n'a été reconnue que vers la fin des années '60 (Risebrough et al., 1968; Task force, 1976).

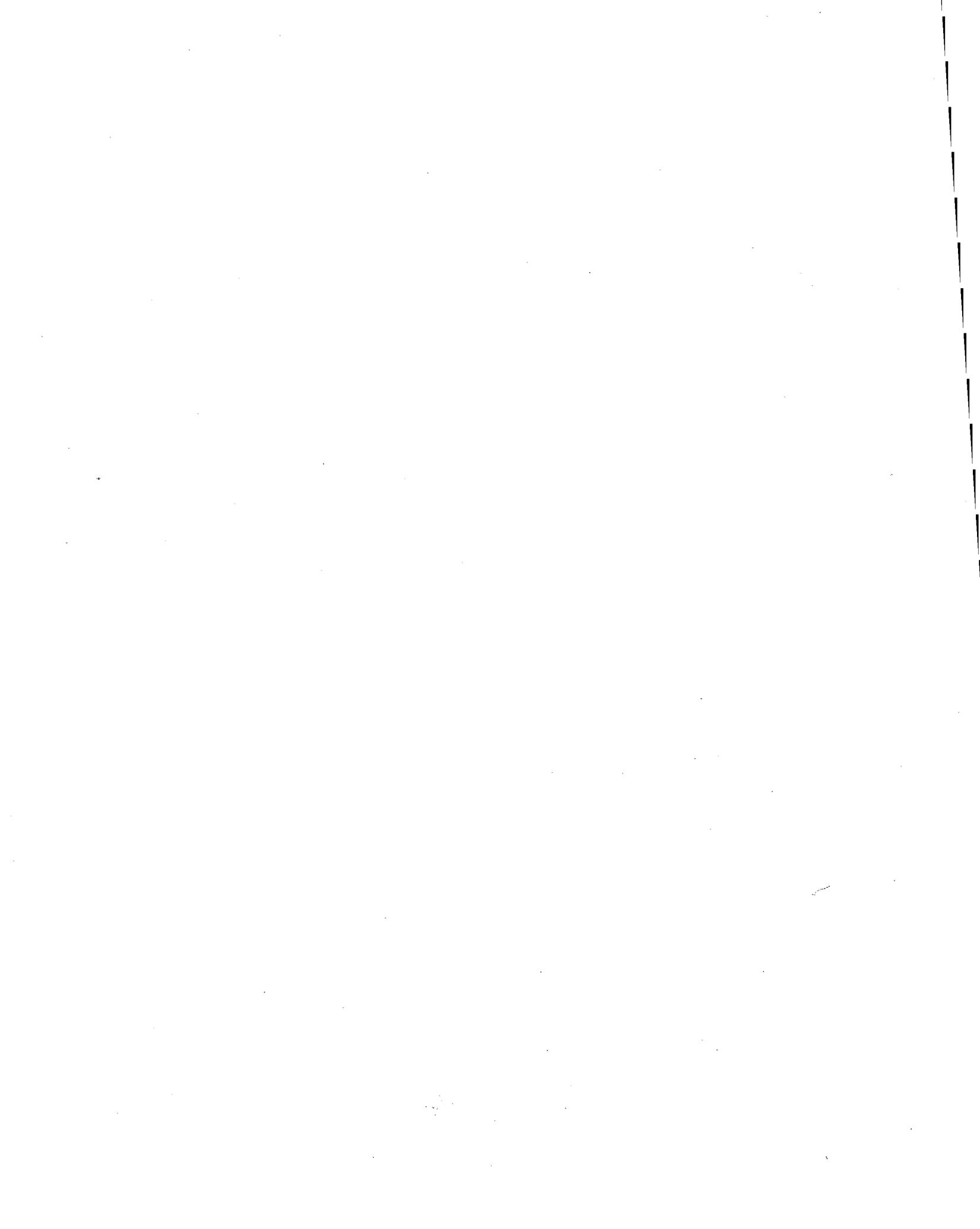
Dans cette étude nous avons déterminé le degré de contamination de la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent par les métaux lourds et les composés organochlorés (notamment les PCB). De plus, nous recherchons la relation entre le taux de contamination et divers facteurs tels que la taille des poissons, leur position dans la chaîne alimentaire et les caractéristiques de l'endroit de leur capture.

Il est à espérer que notre étude contribuera à mieux connaître les effets dégradants de la pollution sur la qualité de la vie aquatique du fleuve Saint-Laurent et incitera, par le fait même, à apporter les correctifs nécessaires.



CHAPITRE I

Méthodologie



1 - METHODOLOGIE

1.1 - Collecte des poissons

Les poissons utilisés dans cette étude ont été capturés au filet maillant pendant l'été de 1975 et de 1976, à des stations prédéterminées entre Cornwall et Québec (Figure 1.1.1 et Tableau 1.1.1). Un total d'environ 1 600 poissons ont été retenus pour les analyses chimiques (Tableaux 1.1.2 et 1.1.3)

Le grand brochet, le doré jaune, la perchaude, le crapet-soleil, la barbotte brune et le meunier noir sont les espèces les plus communes parmi nos captures (Tableau 1.1.2). Dans le tableau 1.1.4, nous avons présenté la nomenclature de toutes les espèces échantillonnées selon Scott et Crossman (1974).

Les données biologiques telles que le poids, la longueur et le sexe, ont été déterminées pour chaque spécimen. L'âge d'un nombre restreint de spécimens fut déterminé en utilisant les écailles, excepté dans le cas de la barbotte, de la barbue et de l'esturgeon, où les épines pectorales furent employées. Les résultats de ces lectures d'âge ne sont pas inclus dans ce rapport, mais furent retenus pour des références futures.

Les spécimens ont été conservés par congélation immédiate au moyen de glace sèche (CO_2 solide) et ont été expédiés au laboratoire d'Environnement Canada, Service des Pêches, à Longueuil, où la chair était analysée en vue de la détection des métaux lourds et des organochlorés (Tableau 1.1.5). La préparation des poissons se faisait comme suivant: la tête et la queue furent coupées, les entrailles

enlevées, lesquelles furent jetées et le restant (le corps) fut broyé afin de rendre l'échantillon homogène.

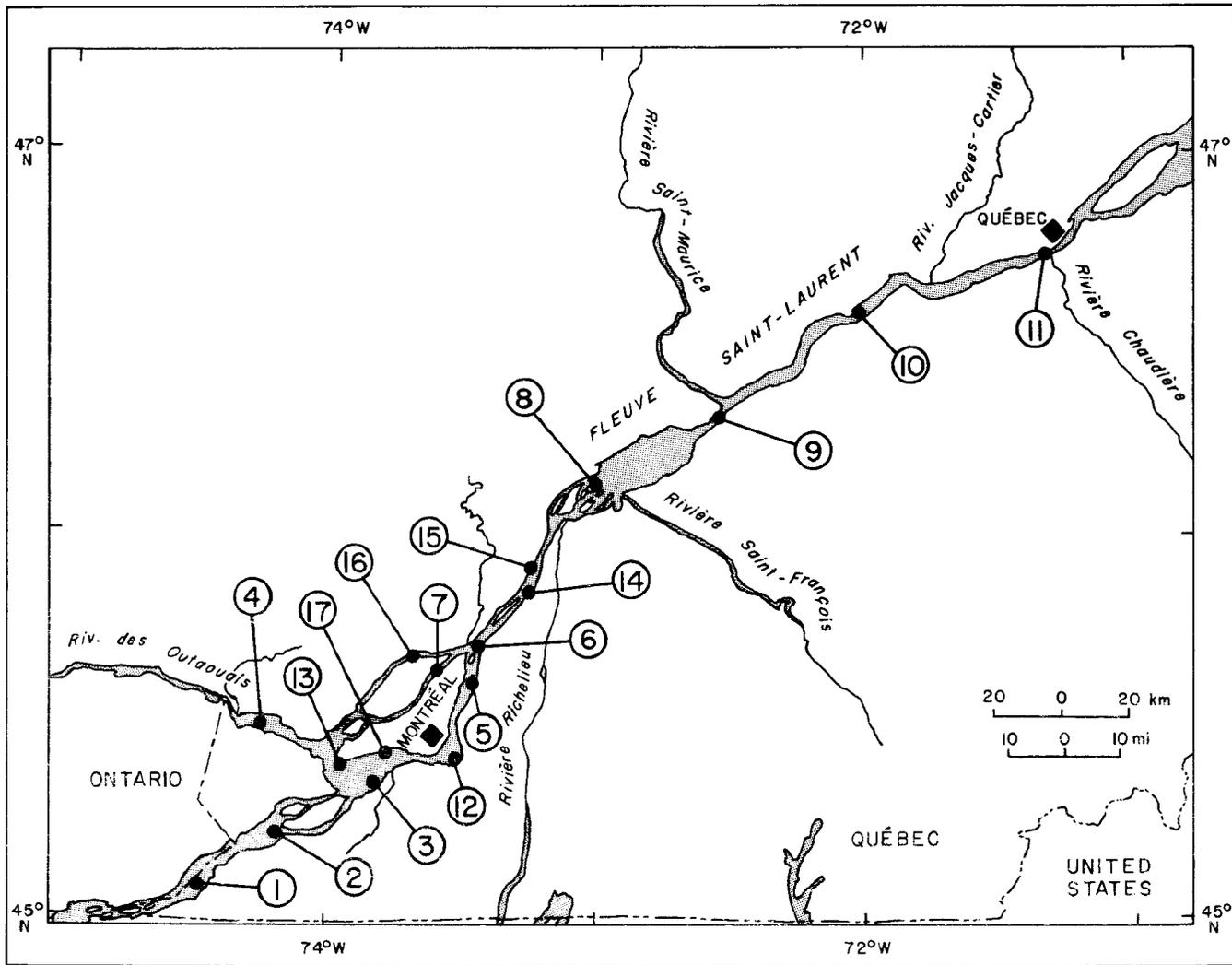
1.2 - Méthodes analytiques du laboratoire

Les métaux, excepté le mercure et l'arsenic furent analysés par l'absorption atomique à flamme après calcination de la chair (méthode interne par Environnement Canada, Service des Pêches) et le mercure après une digestion à l'acide de la chair par l'absorption atomique sans flamme (Uthe et al., 1970). L'arsenic fut déterminé en le complexant avec le diéthyledithiocarbamide par une méthode colorimétrique (méthode interne par le Service des Pêches). Les concentrations ont été exprimées en ppm du poids humide.

1.3 - Traitement statistique des données

Les résultats ont été analysés par les méthodes statistiques utilisant le mini-ordinateur HP-9830 de Hewlett-Packard qui fonctionne suivant le langage "BASIC". Les techniques statistiques étaient basées sur les méthodes décrites par Snedecor and Cochran (1967). Les données brutes furent toutes rentrées dans une banque de données sur des cassettes de l'ordinateur HP-9830.

FIGURE 1.1.1 - Localisation des stations d'échantillonnage des poissons



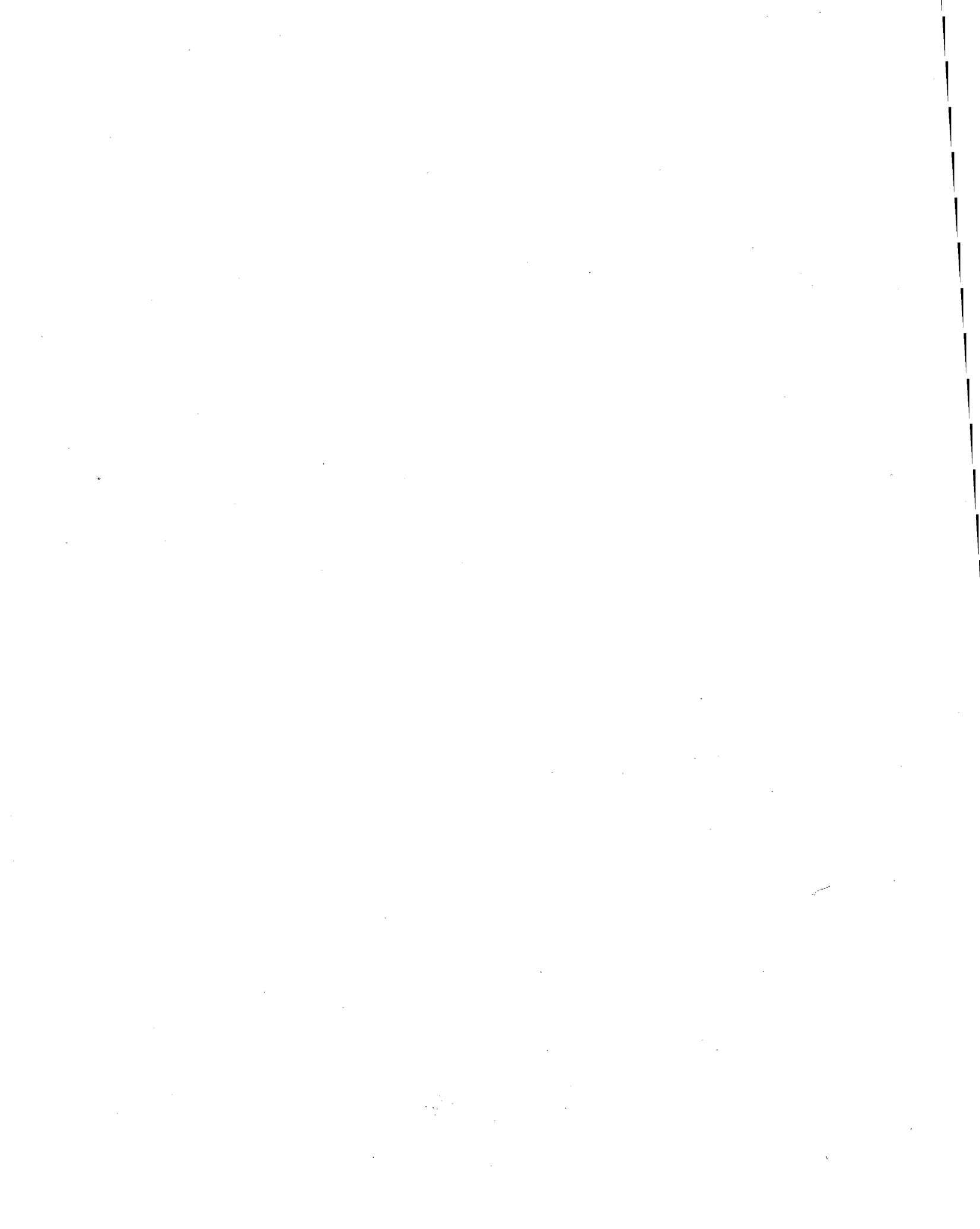


Tableau 1.1.1 - Localisation des stations d'échantillonnage entre Cornwall et Québec.

Station 1	:	Lac Saint-François, Cazaville
Station 2	:	Lac Saint-François, Valleyfield
Station 3	:	Lac Saint-Louis, Iles de la Paix
Station 4	:	Lac des Deux Montagnes, Rigaud
Station 5	:	Fleuve Saint-Laurent, Longueuil
Station 6	:	Fleuve Saint-Laurent, Repentigny
Station 7	:	Rivière des Prairies, Rivière-des-Prairies
Station 8	:	Lac Saint-Pierre, îles de Sorel
Station 9	:	Fleuve Saint-Laurent, Trois-Rivières
Station 10	:	Fleuve Saint-Laurent, Batiscan-Grondines
Station 11	:	Fleuve Saint-Laurent, pont de Québec à Québec
Station 12	:	Bassin de Laprairie, rive sud du bassin (la voie maritime est excluse)
Station 13	:	Lac Saint-Louis, rive nord, Ile Dowker
Station 14	:	Fleuve Saint-Laurent, rive sud, Contrecoeur
Station 15	:	Fleuve Saint-Laurent, rive nord, Lavaltrie
Station 16	:	Rivière des Mille Iles, Ile aux Vaches, Terrebonne
Station 17	:	Lac Saint-Louis, rive nord, Baie de Valois

Tableau 1.1.2 - Nombre de spécimens des espèces les plus courantes qui furent transmis au laboratoire pour les analyses chimiques.

Espèce	STATION																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Achigan à petite bouche	4	5	9	7	1	1	4	-	4	2	7	5	20	1	10	17	1
Barbotte brune	16	11	12	18	21	10	18	25	20	1	-	-	7	17	10	15	-
Crapet-soleil	20	14	20	15	16	3	-	4	1	-	4	1	14	-	-	-	1
Doré jaune	15	18	16	9	5	7	31	12	9	23	9	5	10	2	2	17	5
Esturgeon de lac	-	-	1	11	1	14	7	16	1	16	-	2	-	14	14	16	-
Grand brochet	19	22	16	9	16	10	2	23	13	3	5	-	13	14	5	3	2
Moumer noir	7	14	12	10	20	16	15	4	14	33	1	20	15	4	15	15	1
Perchaude	17	20	12	4	22	18	18	23	22	7	7	14	3	12	15	11	13

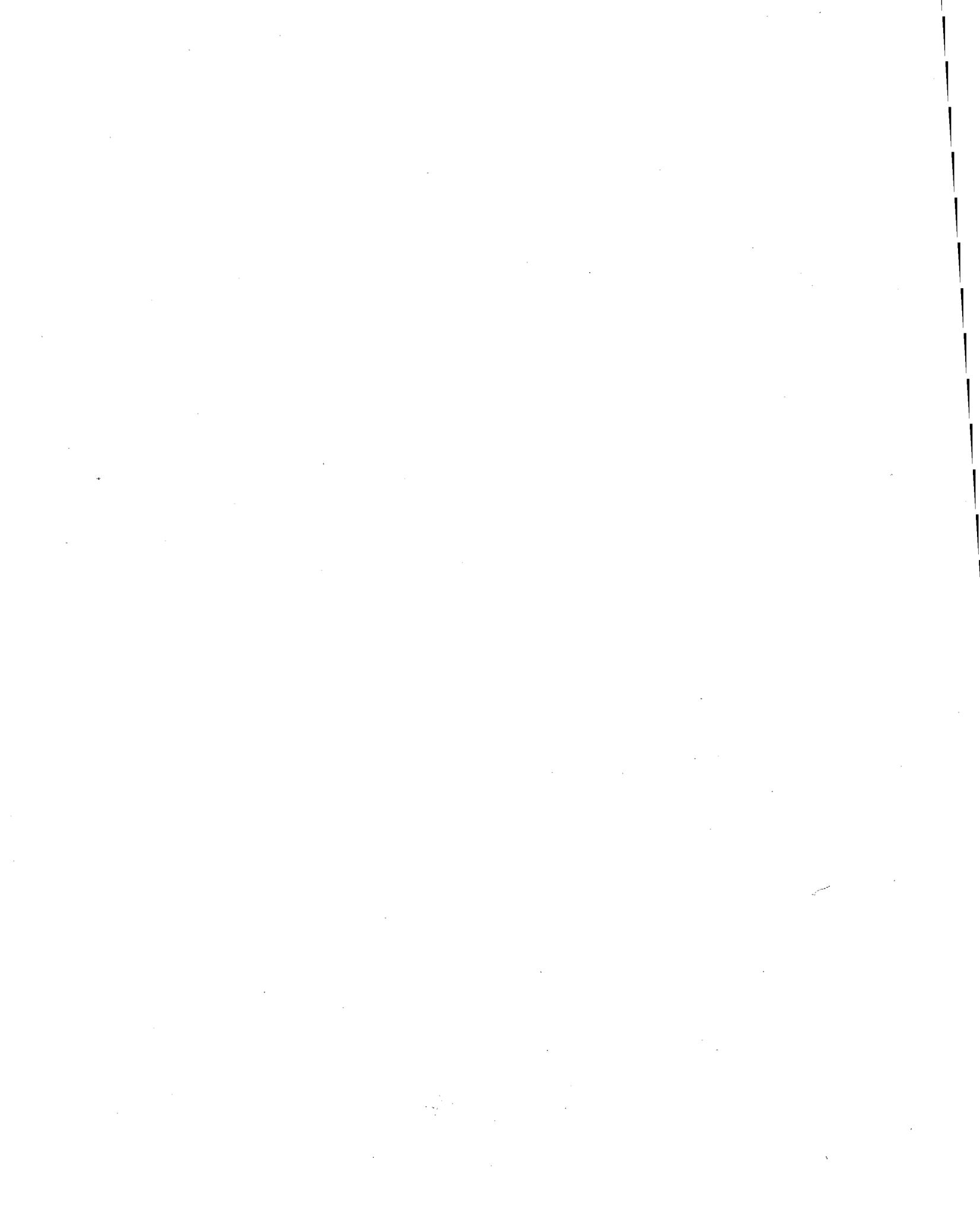


Tableau 1.1.3 - Nombre de spécimens des espèces moins courantes qui furent transmis au laboratoire pour les analyses chimiques.

Espèce	STATION																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Achigan à petite bouche	3		1										1				
Anguille d'Amérique					1												
Barbue de rivière				8			1			8	6		1		15		
Carpe						1											
Crapet de roche		2		1	2	1	1		1			5	6	1	2	4	5
Doré noir					1				1	4	4		1	1		5	
Bar-perche (gatte)												2				1	
Laquaiche argentée				6						3							
Lépisosté osseux				3				1					3				
Lotte															1		
Marigane noire		1		1													
Maskinongé	1					1							1				
Meunier rouge				1						5		5		1	1	2	11
Poisson castor				5	1			2	1				2			1	
Suceur blanc											1					9	
Suceur rouge	2			2			5		2			9	1		1	10	5
Lamproie										1							
Couette																1	

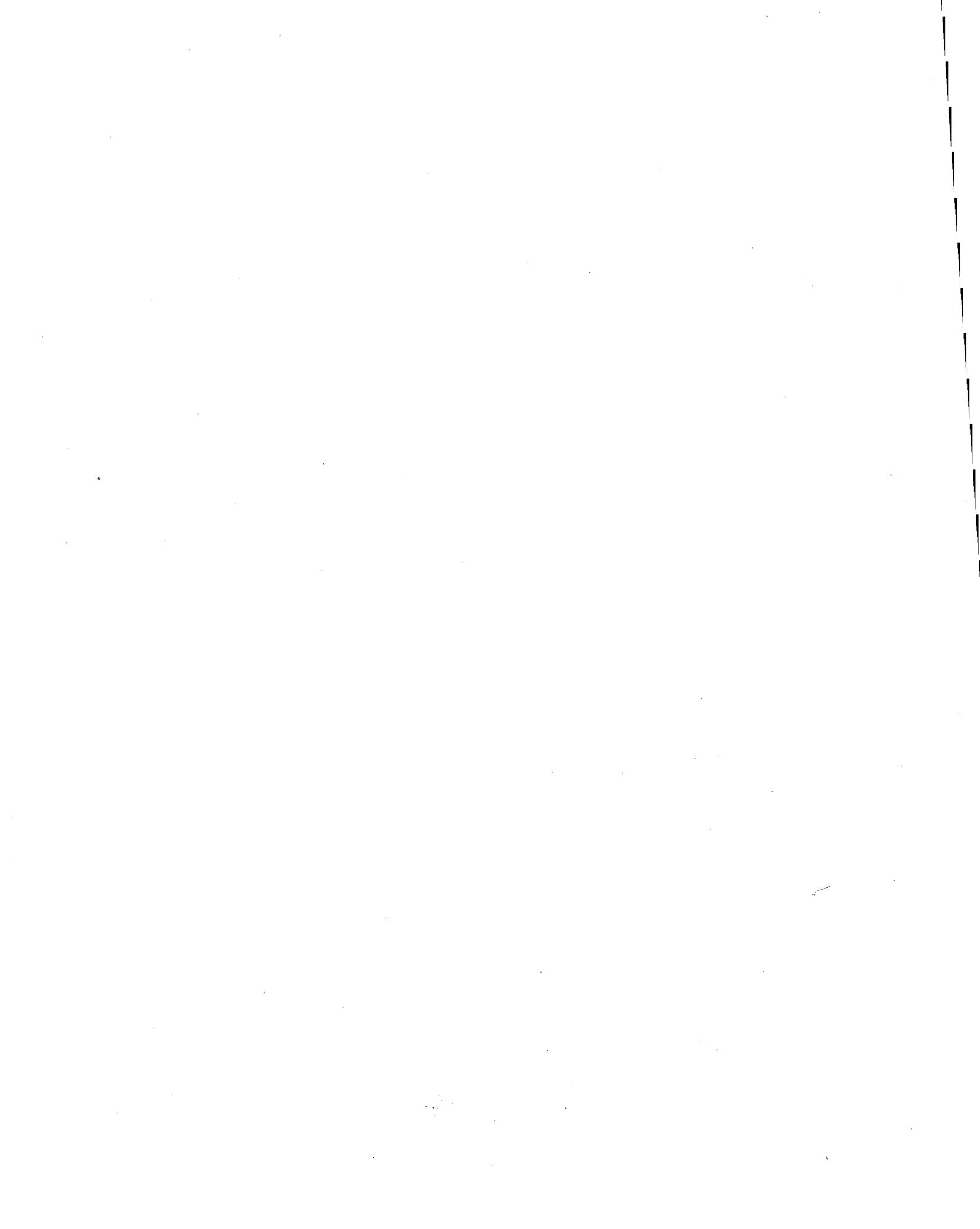


Tableau 1.1.4 - Nomenclature des espèces de poissons capturés pour les analyses chimiques.

<u>Nom français</u>	<u>Nom scientifique</u>	<u>Nom anglais</u>
Achigan à grande bouche	<i>Micropterus salmoides</i>	Largemouth bass
Achigan à petite bouche	<i>Micropterus dolomieu</i>	Smallmouth bass
Anguille d'Amérique	<i>Anguilla rostrata</i>	American eel
Barbotte brune	<i>Ictalurus nebulosus</i>	Brown bullhead
Barbue de rivière	<i>Ictalurus punctatus</i>	Channel catfish
Bar-perche (gatte)	<i>Morone americana</i>	White perch
Carpe	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe
Couette	<i>Carpodes cyprinus</i>	Quillback
Crapet de roche	<i>Ambloplites rupestris</i>	Rock bass
Crapet-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	Pumpkinseed sunfish
Doré jaune	<i>Stizostedion vitreum</i>	Walleye
Doré noir	<i>Stizostedion canadense</i>	Sauger
Esturgeon de lac	<i>Acipenser fulvescens</i>	Lake sturgeon
Esturgeon noir	<i>Acipenser oxyrhynchus</i>	Atlantic sturgeon
Grand brochet	<i>Esox lucius</i>	Northern pike
Laquaiche argentée	<i>Hiodon tergisus</i>	Mooneye
Lépisosté osseux	<i>Lepisosteus osseus</i>	Longnose gar
Lotte	<i>Lota lota</i>	Burbot
Marigane noir	<i>Pomoxis nigro-maculatus</i>	Black crappie

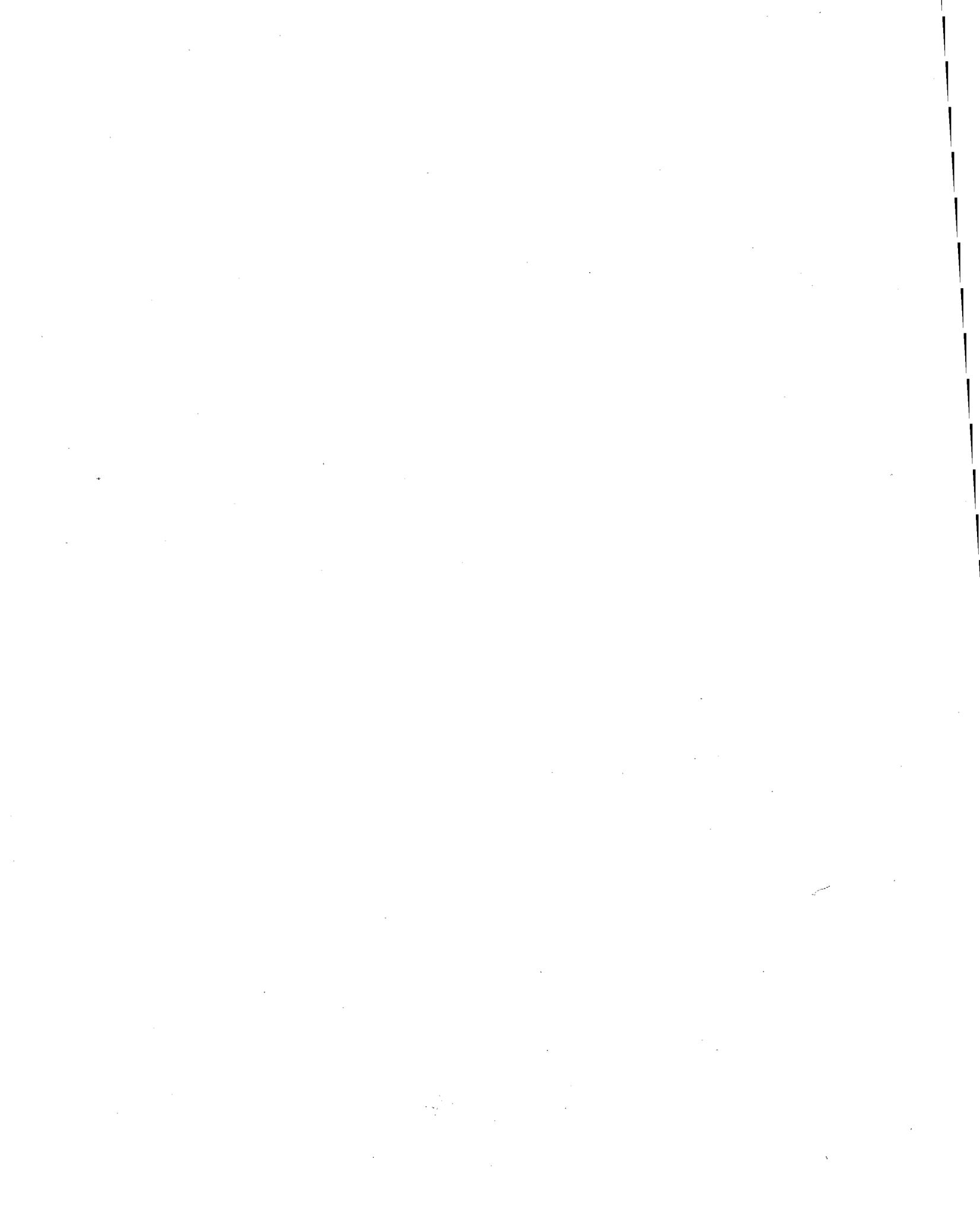
Tableau 1.1.4 - Nomenclature des espèces de poissons capturés pour les analyses chimiques (suite).

<u>Nom français</u>	<u>Nom scientifique</u>	<u>Nom anglais</u>
Maskinongé	<i>Esox masquinongy</i>	Muskellunge
Meunier noir	<i>Catostomus commersoni</i>	White sucker
Meunier rouge	<i>Catostomus catostomus</i>	Longnose sucker
Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	Yellow perch
Poisson-castor	<i>Amia calva</i>	Bowfin
Suceur blanc	<i>Moxostoma anisurum</i>	Silver redhorse
Suceur rouge	<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	Shorthead redhorse

Tableau 1.1.5 - Liste des métaux lourds et des composés organochlorés analysés par le laboratoire d'Environnement Canada, Service des Pêches, à Longueuil.

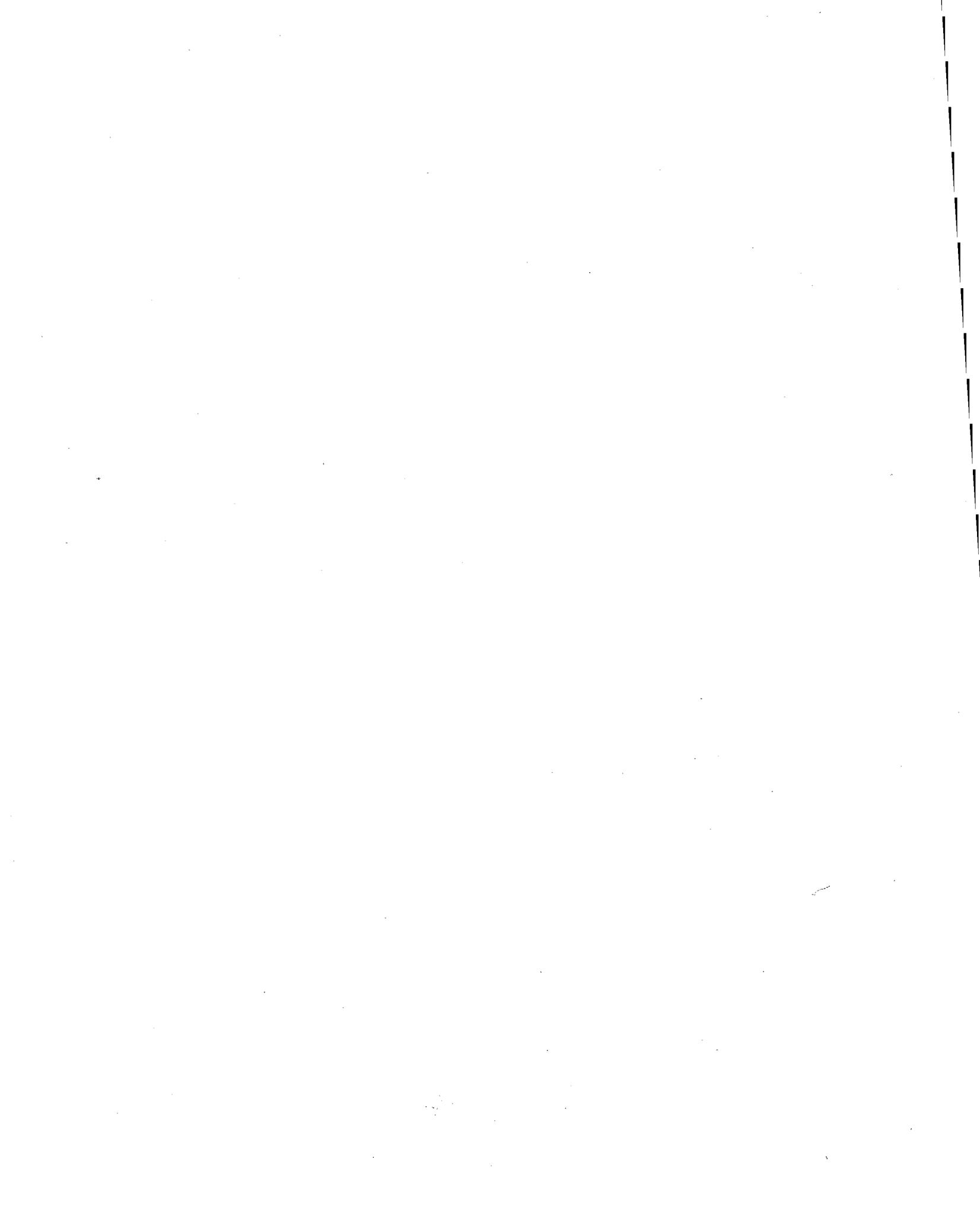
<u>Métaux lourds</u>		<u>Composés organochlorés</u>
Arsenic	As	PCB
Cadmium	Cd	p,p'-DDE
Cobalt*	Co	p,p'-DDD
Chrome*	Cr	p,p'-DDD (rhothane)
Cuivre*	Cu	Aldrine
Mercure	Hg	Dieldrine
Manganèse *	Mn	γ -Chlordane
Nickel *	Ni	α -Hexachlorobenzène (BHC)
Plomb	Pb	Heptachlore
Zinc*	Zn	Heptachlore époxyde Lindane (γ -BHC)

* métaux essentiels pour les systèmes biologiques.



CHAPITRE II

Résultats



2 - RESULTATS

Dans le tableau 2.1 se trouvent les valeurs globales des taux de concentration des métaux lourds et des composés organochlorés dans la chair des poissons sans distinction entre les espèces et entre les stations. De plus, nous comparons nos données avec celles que nous avons trouvées dans la littérature pour le lac Ontario (Uthe and Bligh, 1971; Anon., 1977) et nous reproduisons les normes gouvernementales (Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social) pour la consommation lorsqu'elles existent. Nous ne faisons aucune allusion à la qualité de la vie aquatique. Il n'existe encore aucune norme de concentration pour la santé des poissons eux-mêmes, bien que les stades les plus délicats de leur vie, comme celui de l'embryon, de l'alevin vésiculé ou encore du très jeune fretin puissent être particulièrement affectés.

Comme observation générale, le mercure et les PCB se trouvent fréquemment en quantité nettement supérieure aux normes. Dans la discussion nous allons traiter en détail de ces deux contaminants. Pour ce qui est des contaminants moins nuisibles qui figurent parmi ceux du tableau 2.1 il y en sera brièvement question.

Dans les tableaux 2.2 à 2.18 on trouve tous les résultats exprimés en moyenne avec les écarts types, les valeurs minimums et maximums, ainsi que les médianes et le nombre de spécimens analysés. Ces tableaux représentent les stations d'échantillonnage 1 à 17 (les localisations de ces stations se trouvent dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1). Dans la première colonne est indiqué le nom vernaculaire de l'espèce (voir Tableau 1.1.4 pour la nomenclature). Il y a huit espèces représentatives que l'on retrouve presque à chaque station. Dans les tableaux, nous avons placé en bas les espèces moins courantes, par les-

quelles nous n'avons pas une bonne représentation à chaque station. Ensuite, le nombre de spécimens est présenté dans la deuxième colonne. Il y a souvent plusieurs valeurs indiquées: d'abord, la valeur la plus grande représente le nombre total soumis aux analyses chimiques. Le plus souvent, cette valeur indique aussi le nombre d'analyses effectuées en réalité pour le mercure. A cause des raisons techniques, les résultats pour les autres métaux lourds, et parfois les PCB, sont moins nombreux. Ceci est indiqué par une valeur plus petite et des lettres, soit ML (= métaux lourds), soit le symbole chimique (As = arsenic) ou une abréviation comme PCB (= polychlorobiphényles). Donc, 20; 15 - PCB; 10 - ML; 5 As signifie: 20 poissons ont été analysés pour le mercure, 15 pour les PCB, 10 pour les autres métaux lourds et 5 pour l'arsenic. Le nombre d'analyses des autres organochlorés est habituellement le même que celui qui est indiqué pour l'arsenic. Lorsqu'il y a seulement une valeur, par exemple 20, cela signifie que 20 analyses ont été faites pour tous les contaminants; ainsi 20; 15 - ML, 20 analyses pour le mercure et les PCB, et 15 analyses pour les métaux lourds (incluant l'arsenic). La troisième et quatrième colonne indiquent la taille du poisson, basée sur le nombre total de spécimens. Ensuite viennent les moyennes de chaque contaminant analysé. Les données sont disposées de la façon suivante: médiane, moyenne, l'écart type entre parenthèses (excepté pour les pesticides) et les valeurs minimums et maximums. En ce qui concerne les "Autres pesticides", nous n'avons indiqué que les composés qui se trouvent en quantités détectables.

Les moyennes du mercure doivent être interprétées avec prudence, puisque les concentrations de ce métal chez les poissons varient avec

Tableau 2.1 - L'amplitude des concentrations (en ppm) des contaminants dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent (avec leur moyenne globale) et du lac Ontario, ainsi que les normes gouvernementales (Ministère de la Santé nationale et du Bien-Etre social, Ottawa) pour la mise en marché des poissons.

Contaminants	Poissons du fleuve Saint-Laurent	Moyenne globale	Poissons du lac Ontario	Normes gouvernementales
Arsenic	0.05 - 0.9 ¹	0.2	0.04 - 0.7	5
Cadmium	< 0.05 - 0.1	<0.05	< 0.05 - 0.06	1.0
Cobalt	0.03 - 2.1	0.5	---	---
Chrome	0.05 - 1.6	0.4	< 0.02	---
Cuivre	0.1 - 3.0 ²	0.7	0.94	100
Mercure	0.1 - 3.5	---	< 0.05 - 2.0	0.5
Manganèse	0.1 - 8.8 ³	1.7	0.66	---
Nickel	0.1 - 1.7	0.5	< 0.2	---
Plomb	< 0.05 - 0.5	0.3	< 0.5	10
Zinc	2 - 75	15	12	100
PCB	< 0.05 - 15.0 ⁴	---	0.1 - 30	2.0
DDT total	ND - 1.1 ⁵	---	< 0.05- 4.1	5.0
Dieldrine	ND - 0.1	---	ND - 0.13	0.3
Autres pesticides	ND - <0.05 ⁶	---	ND - 0.08	---

¹ une seule valeur extrême de 1.5 ppm (doré, st. 10)

² deux valeurs extrêmes de 5.4 et 6.7 ppm (brochets, st. 8)

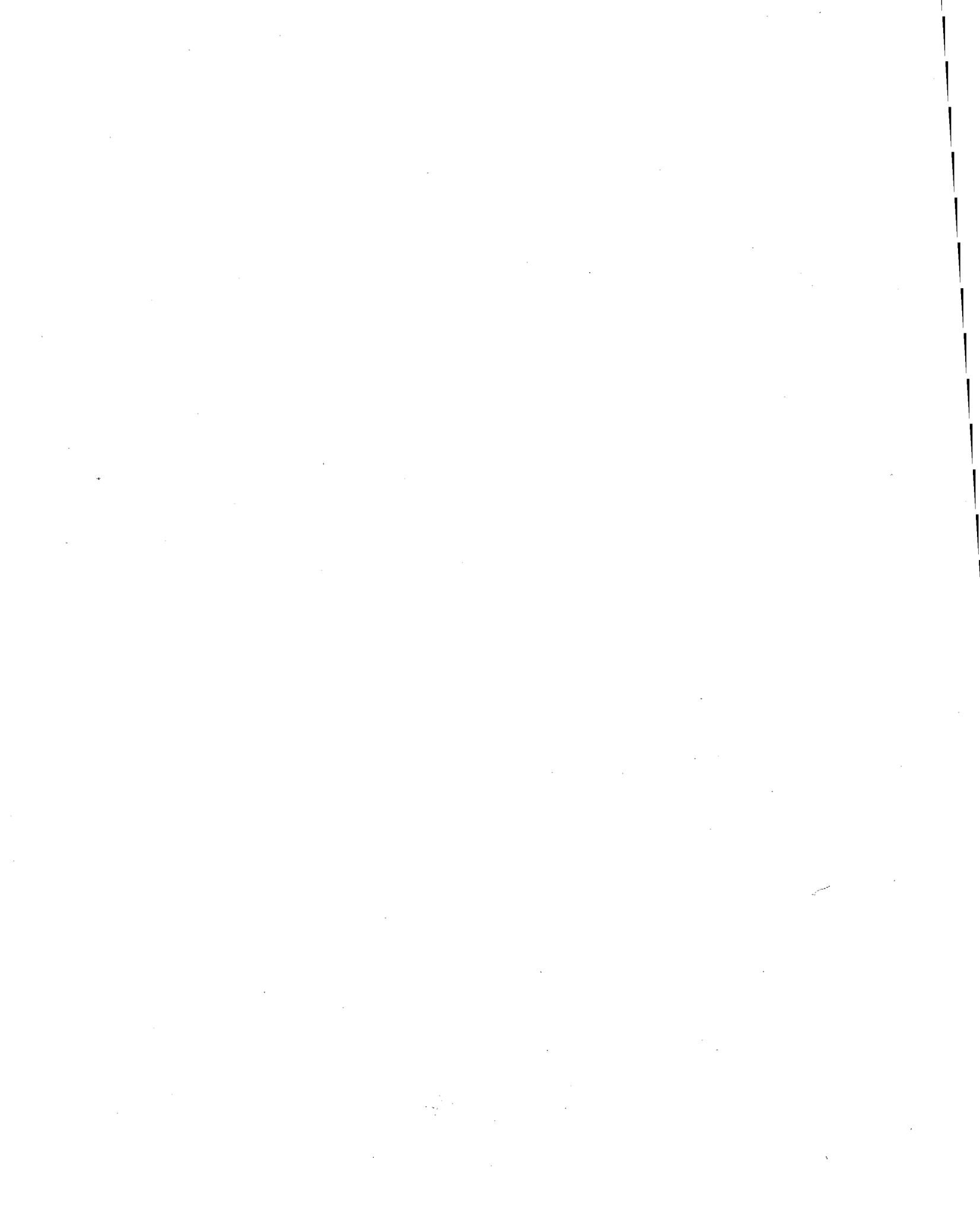
³ une seule valeur extrême de 12.6 ppm (achigan, st. 11)

⁴ une seule valeur extrême de 27 ppm (doré, st. 2)

⁵ une seule valeur extrême de 2.2 ppm (barbue, st. 4)

⁶ le chlordane est parfois plus élevé, jusqu'à 0.1 ppm

ND = non détecté



la taille des poissons. Par conséquent, les concentrations moyennes varient selon les tailles moyennes. Dans la discussion nous utiliserons des moyennes ajustées pour un poisson standard, obtenues par des techniques d'analyse de covariance.

Dû à une interférence spectrophotométrique, les résultats originaux du cadmium et plomb sont surestimés. Donc, ces valeurs ne sont pas incluses dans les tableaux. Puisque nous n'avons pas pu établir un facteur de correction, un nombre restreint de spécimens représentatifs quant à des espèces principales et des stations, furent remis en laboratoire afin de refaire les analyses de cadmium et de plomb, en faisant une correction pour cette interférence. Le nombre de spécimens est indiqué en bas des tableaux, et parfois dans la colonne "nombre de spécimens". En général, le nombre est de deux spécimens par espèce. Nous n'avons pas pu avoir des spécimens pour chaque espèce, surtout parce qu'il ne restait pas toujours une quantité suffisante d'échantillons pour l'analyse. Par conséquent, ces résultats ne sont qu'indicatifs.

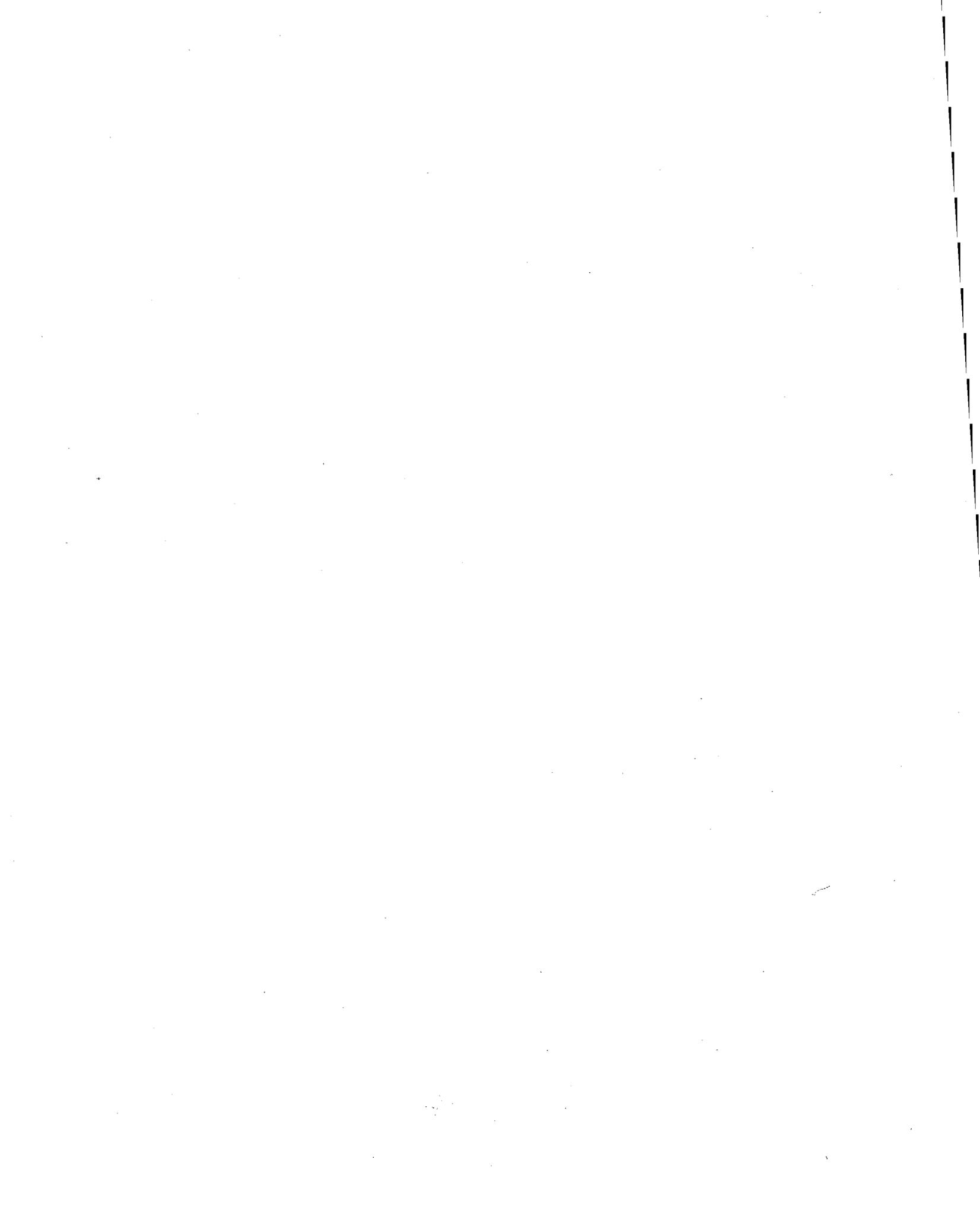


TABLEAU 2.2. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 2 - LAC SAINT-FRANCOIS, CAZAVILLE - STATION 1

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	19 As-12	1170	58	0.05	—	0.2	0.2	0.5	0.6	0.9	0.3	—	12	1.6	T	T	CHLORDANE-T
		1303	59	0.1		0.3	0.2	0.6	0.6	0.8	0.3		13	2.4			
		(470)	(7)	(0.1)		(0.1)	(0.1)	(0.3)	(0.3)	(0.5)	(0.1)		(6)	(2.4)			
		580-2400	43-71	0.05-0.3		0.1-0.6	0.05-0.4	0.1-1.1	0.2-1.2	0.1-1.7	0.1-0.7		6-31	0.1-8.0	ND-0.1	ND-T	
Doré jaune	15 As-5	1410	49	0.06	T	0.3	0.2	0.4	0.6	0.3	0.3	0.05	6	1.8	T	T	CHLORDANE-T
		1436	47	0.05		0.3	0.2	0.5	0.7	0.5	0.3		8	2.8			
		(1039)	(11)	(0.05)		(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.4)	(0.1)	(0.4)		(4)	(2.8)			
		520-4100	31-72	0.05-0.2		0.1-0.8	0.1-0.6	0.3-1.1	0.2-1.7	0.2-1.5	0.2-0.5	T-0.08	4-18	0.4-12.0	ND-0.1	ND-T	
Achigan à petite bouche	4	310	27	—	—	0.6	0.4	0.6	0.4	0.7	0.5	—	12	1.0	—	—	ND
		305	27			0.7	0.4	0.6	0.4	0.8	0.5		12	1.1			
		(34)	(1)			(0.05)	(0.05)	(0.05)	(0.05)	(0.2)	(0.03)		(1)	(0.8)			
		260-340	25-28			0.6-0.7	0.35-0.45	0.5-0.7	0.3-0.5	0.5-1.1	0.4-0.5		10-13	0.6-2.0			
Perchaude	17 ML-11 PCB-14	220	24	0.1	—	0.6	0.4	0.9	0.4	1.5	0.4	—	16	1.5	ND	ND	CHLORDANE-T
		209	24	0.1		0.6	0.4	0.9	0.3	1.6	0.5		15	1.6			
		(56)	(2)	(0.1)		(0.2)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.5)	(0.2)		(2)	(0.6)			
		100-315	19-27	0.05-0.3		0.4-0.8	0.1-0.7	0.6-1.0	0.1-0.6	0.9-2.5	0.3-0.9		12-20	0.7-2.4			
Crapet-soleil	20 ML-17	220	20	0.3	—	0.9	0.6	0.8	0.2	1.4	1.0	—	20	0.5	T	ND	CHLORDANE-T
		224	20	0.3		0.8	0.5	0.9	0.2	1.3	1.0		21	1.0			
		(29)	(1)	(0.1)		(0.2)	(0.2)	(0.5)	(0.1)	(0.3)	(0.2)		(3)	(1.1)			
		170-280	18-22	0.2-0.7		0.3-1.0	0.2-0.7	0.6-2.9	0.1-0.4	0.1-2.0	0.4-1.3		17-27	0.1-5.0	ND-0.1		
Meunier noir	7 As-6	1700	51	0.3	—	0.4	0.2	0.9	0.4	1.0	0.4	—	12	4.0	T	T	CHLORDANE-0.1
		1611	51	0.3		0.5	0.3	1.1	0.4	1.1	0.5		10	6.1			
		(262)	(4)	(0.05)		(0.2)	(0.3)	0.7	(0.1)	(0.5)	(0.2)		(4)	(5.2)			
		1290-1900	44-57	0.2-0.4		0.2-0.8	0.1-0.8	0.3-2.0	0.3-0.6	0.4-1.8	0.3-0.9		3-13	0.4-13.0	ND-0.1	ND-0.1	
Barbotte brune	16 As-15 PCB-14	468	31	0.2	T	0.4	0.4	0.8	0.1	1.2	0.3	0.5	9	4.0	T	T	CHLORDANE-T
		472	31	0.2		0.4	0.4	0.8	0.2	1.4	0.4		9	4.9			
		(149)	(5)	(0.05)		(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.6)	(0.1)		(1)	(4.3)			
		310-870	19-37	0.1-0.4		0.3-0.7	0.2-0.7	0.6-1.3	0.1-0.5	0.8-2.8	0.2-0.7	0.1-0.8	7-11	0.1-14.0	ND-0.1	ND-0.1	
Esturgeon de lac	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Achigan à grande bouche	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	ND	ND	ND
		163	21	0.2		0.5	0.5	0.8	0.2	1.1	0.7		16	ND			
		(23)	(1)	(0.05)		(0.2)	(0.2)	(0.1)	(0.01)	(0.2)	(0.2)		(5)				
		140-185	20-22	0.1-0.2		0.4-0.8	0.4-0.7	0.7-0.9	0.15-0.25	1.0-1.3	0.4-0.9		12-21				
Maskinongé	1	5900	98	0.3	—	0.2	0.5	1.1	0.3	0.7	0.7	—	12	2.4	T	T	ND
Suceur rouge	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		1195	47	—		0.3	0.1	0.4	0.3	0.8	0.3		6	1.4			
		(502)	(1)	—		(0.1)	(0.05)	(0)	(0.1)	(0.2)	(0.01)		(0)	(1.3)			
		840-1550	46-48	—		0.2-0.3	0.1-0.2	0.4-0.4	0.25-0.35	0.7-1.0	0.25-0.35		6-6	0.5-2.3			

ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.3. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 2 - LAC SAINT-FRANCOIS, VALLEYFIELD - STATION 2

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	22 As-5	933	55	0.2	—	0.5	0.2	0.5	0.5	1.0	0.4	—	11	1.4	0.3	ND	ND
		1002	54	0.2		0.5	0.3	0.5	0.6	1.0	0.4		16	2.5			
		(436)	(8)	(0.1)		(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.4)	(0.2)	(0.1)		(3)	(2.4)			
		330-2040	39-67	0.05-0.3		0.3-0.7	0.2-0.4	0.2-1.2	0.2-1.7	0.5-1.3	0.1-0.7		10-20	0.3-7.4	0.2-0.3		
Doré jaune	18 As-12	1218	49	0.02	T	0.5	0.3	0.7	0.7	0.6	0.6	0.4	11	3.1	0.3	T	BHC-T
		1703	50	0.1		0.5	0.3	0.9	1.1	0.6	0.6		12	3.7			
		(1232)	(13)	(0.1)		(0.2)	(0.1)	(0.6)	(0.7)	0.1	(0.2)		(5)	(3.1)			
		380-4600	35-73	0.02-0.2		0.2-1.1	0.2-0.5	0.5-2.4	0.4-2.5	0.4-0.8	0.2-0.9	0.1-0.7	8-30	0.7-11.0	0.1-1.1	ND-0.1	
Achigan à petite bouche	5 As-3 PCB-4	760	35	0.4	—	0.5	0.4	0.5	0.5	0.5	0.3	—	10	2.6	0.2	T	BHC-T LINDANE-T HEP. EPOX.-T
		717	40	0.4		0.5	0.4	0.5	0.5	0.3	9		3.2				
		(108)	(12)	(0.05)		(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)		(3)	(1.8)			
		580-820	33-60	0.3-0.4		0.3-0.6	0.2-0.4	0.4-0.6	0.3-0.6	0.3-0.9	0.2-0.4		5-12	1.8-5.7	0.2-0.2	ND-T	
Perchaude	20 Hg-16 PCB-12 ML-9	235	25	0.2	T	0.6	0.4	0.7	0.4	1.6	0.6	0.4	9	0.4	T	T	ND
		221	25	0.2		0.6	0.4	0.7	0.4	1.6	0.6		8	0.6			
		(49)	(3)	(0.1)		(0.05)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)		(2)	(0.5)			
		140-300	22-35	0.05-0.3		0.6-0.7	0.3-0.5	0.6-0.8	0.2-0.7	1.4-1.9	0.5-0.7	0.4-0.4	3-10	0.1-2.0	ND-0.1	ND-0.1	
Crapet-soleil	14 ML-6 PCB-9	200	19	0.2	—	0.8	0.5	0.8	0.2	1.2	0.5	—	17	0.5	T	ND	BHC-T LINDANE-T HEP. EPOX.-T
		200	19	0.2		1.2	0.5	1.2	0.2	1.2	0.5		16	0.5			
		(59)	(20)	(0.1)		(0.7)	(0.1)	(0.7)	(0.1)	(0.3)	(0.1)		(7)	(0.2)			
		100-340	15-22	0.02-0.4		0.6-2.1	0.4-0.6	0.7-2.1	0.1-0.3	0.9-1.7	0.4-0.6		6-24	0.2-0.8	ND-T		
Meunier noir	14 As-4	1205	45	0.3	T	0.7	0.4	0.8	0.3	1.0	0.3	0.2	12	0.7	0.1	T	HEPTACHLORE-T HEP. EPOX.-T
		1202	45	0.3		0.7	0.4	0.8	0.3	1.0	0.3		11	1.0			
		(422)	(7)	(0.1)		(0.3)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.1)		(2)	(0.9)			
		406-1940	32-55	0.3-0.4		0.3-1.1	0.2-0.5	0.5-1.1	0.1-0.6	0.5-1.4	0.2-0.4	0.2-0.3	8-14	0.2-2.9	0.1-0.2	ND-T	
Barbotte brune	11 As-10	420	31	0.1	—	0.2	0.2	0.7	0.2	1.0	0.3	—	12	2.1	T	T	ND
		409	32	0.1		0.2	0.3	0.7	0.2	1.2	0.3		12	1.9			
		(112)	(7)	(0.03)		(0.2)	0.2	(0.2)	(0.04)	(0.6)	(0.1)		(2)	(1.0)			
		240-580	26-54	0.1-0.2		0.1-0.9	0.2-1.0	0.4-1.0	0.1-0.2	0.5-2.3	0.2-0.7		8-15	0.1-3.3	ND-T	ND-T	
Esturgeon de lac	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Crapet de roche	2	137	19	—	—	1.4	0.4	0.5	0.4	1.1	0.4	—	29	—	—	—	—
		130-145	18-19	—		1.3-1.4	0.4-0.4	0.5-0.6	0.35-0.45	1.1-1.1	0.4-0.4		26-32				
Marigane noire	1	120	20	—	—	0.6	0.4	0.6	0.2	1.0	0.3	—	17	—	—	—	—

BHC = - hexachlorobenzène HEP. EPOX = heptachlore époxide ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.4. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 3 - LAC SAINT-LOUIS, ILES DE LA PAIX - STATION 3

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	16	1088	56	0.1	T	0.4	0.3	0.5	0.9	1.2	0.6	0.3	16	1.9	0.2	T	LINDANE-T HEP.EPOX.-T
		1361	58	0.1		0.4	0.3	0.5	1.2	1.3	0.6		16	2.5			
		(1012)	(9)	(0.1)		(0.1)	(0.05)	(0.2)	(1.0)	(0.4)	(0.3)		(3)	(2.6)			
		640-4800	47-81	0.05-0.3		0.3-0.5	0.2-0.4	0.3-1.0	0.3-3.5	0.8-2.3	0.4-1.4		0.2-0.4	11-24			
Doré jaune	16	443	36	0.05	—	0.5	0.3	0.6	0.6	0.7	0.7	—	12	1.1	0.1	T	LINDANE-T HEP.EPOX.-T HEPTACHLORE-T
		472	37	0.05		0.5	0.3	0.7	0.7	0.7	0.7		12	1.1			
		(131)	(3)	(0.1)		(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.3)	(0.2)	(0.2)		(3)	(0.3)			
		315-760	32-43	0.05-0.3		0.2-0.6	0.1-0.5	0.4-1.0	0.4-1.2	0.5-1.3	0.2-1.1		8-18	0.7-1.9			
Achigan à petite bouche	9 PCB-4	480	31	0.2	—	0.4	0.4	0.5	0.7	0.7	0.3	—	12	1.4	0.1	T	ND
		512	32	0.2		0.4	0.3	0.5	0.7	0.7	0.3		12	1.4			
		(166)	(3)	(0.1)		(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.1)		(2)	(0.5)			
		315-815	28-37	0.05-0.3		0.3-0.4	0.2-0.5	0.4-0.7	0.4-1.2	0.4-0.9	0.2-0.4		9-14	1.0-2.0			
Perchaude	12 As-10 PCB-8	210	25	0.1	T	0.6	0.5	0.9	0.7	1.3	1.0	0.3	18	0.8	T	T	ND
		222	25	0.1		0.7	0.6	1.0	0.6	1.5	1.0		19	1.0			
		(44)	(2)	(0.05)		(0.2)	(0.2)	(0.3)	(0.2)	(0.5)	(0.3)		(3)	(0.5)			
		170-335	24-28	0.05-0.2		0.4-0.9	0.4-1.0	0.8-1.8	0.3-0.9	0.7-2.1	0.5-1.6		0.3-0.3	13-25			
Crapet-soleil	20 As-19 PCB-1	223	20	0.1	—	0.5	0.4	0.6	0.6	1.0	0.5	—	18	2.2	T	T	ND
		225	21	0.1		0.5	0.4	0.6	0.6	0.9	0.6		18				
		(27)	(1)	(0.1)		(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.3)	(0.3)		(3)				
		175-270	19-22	0.05-0.4		0.3-0.6	0.2-0.9	0.4-1.0	0.2-1.1	0.4-1.7	0.2-1.3		11-24				
Meunier noir	12	1388	48	0.1	T	0.5	0.3	0.6	0.3	1.8	0.8	0.4	13	1.0	T	T	LINDANE-T
		1387	48	0.1		0.5	0.3	0.6	0.4	1.7	0.7		14	1.2			
		(218)	(3)	(0.1)		(0.1)	(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.6)	(0.2)		(4)	(0.7)			
		990-1780	44-53	0.05-0.2		0.2-0.6	0.2-0.4	0.2-0.9	0.3-0.9	0.6-2.6	0.2-0.9		0.4-0.5	9-27			
Barbotte brune	11	505	32	0.05	—	0.3	0.3	0.6	0.4	1.6	0.9	—	12	2.8	T	T	LINDANE-T BHC-T
		483	31	0.1		0.4	0.3	0.7	0.5	1.6	0.9		12	2.5			
		(70)	(2)	(0.1)		(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.4)	(0.3)		(4)	(0.9)			
		300-570	26-34	0.05-0.3		0.2-0.7	0.1-0.4	0.5-0.8	0.3-0.6	1.0-2.4	0.3-1.3		7-20	0.5-3.4			
Esturgeon de lac	1	4250	93	0.2	—	0.3	0.2	0.4	0.3	0.7	0.6	—	9	3.4	0.4	0.1	LINDANE-T BHC-T
Achigan à grande bouche	1	330	28	0.05	—	0.4	0.3	0.7	0.8	0.7	0.8	—	15	2.1	0.1	T	ND

BHC = - hexachlorobenzène HEP. EPOX = heptachlore époxide ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.5. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHELORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMALE ET MAXIMALES

SECTEUR 1 - LAC DES DEUX MONTAGNES - STATION 4

POISSONS				METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHELORES					
ESPECES	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES		
Grand brochet	9 As-3	800	52	0.2	—	0.8	0.3	0.6	0.4	4.0	0.3	—	21	0.3	T	ND	BHC-T		
		884	53	0.2		0.7	0.3	0.7	0.4	3.5	0.4		19	0.3					
		(331)	(6)	(0.05)		(0.2)	(0.05)	(0.2)	(0.1)	(1.0)	(0.3)		(6)	(0.1)					
		585-1590	46-65	0.2-0.3		0.4-1.0	0.2-0.4	0.5-1.2	0.3-0.6	2.0-4.6	0.2-0.9		15-28	0.1-0.5	ND-T				
Doré jaune	9 As-5 PCB-8 Cd/Pb-2	790	43	0.1	T	0.4	0.3	0.9	0.6	1.8	0.4	0.1	12	0.3	T	ND	BHC-T		
		1110	46	0.2		0.5	0.3	0.9	0.7	1.9	0.5		10	0.5					
		(842)	(10)	(0.1)		(0.4)	(0.1)	(0.4)	(0.4)	(0.8)	(0.3)		(3)	(0.6)					
		370-2900	35-65	0.1-0.4		0.05-1.1	0.1-0.4	0.3-1.6	0.2-1.6	0.8-2.9	0.3-1.0	0.1-0.1	7-13	0.1-1.9	T-0.1				
Achigan à petite bouche	7 As-1 PCB-6	440	29	0.2	—	0.9	0.6	0.7	0.4	2.8	0.5	—	20	0.7	—	—	—		
		396	28			0.9	0.5	0.7	0.4	3.7	0.6		19	0.7					
		(125)	(3)			(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.05)	(2.2)	(0.2)		(5)	(0.1)					
		230-560	24-31			0.4-1.2	0.3-0.7	0.6-1.2	0.3-0.5	1.8-7.8	0.5-0.9		15-24	0.6-0.8					
Perchaude	4 PCB-3	205	23	0.4	—	0.4	0.4	1.5	0.4	3.7	0.6	—	17	0.3	T	T	CHLORDANE-T		
		206	24	0.4		0.4	0.4	1.2	0.4	3.4	0.6		15	1.1					
		(19)	(1)	(0.1)		(0.1)	(0.1)	(0.6)	(0.1)	(1.8)	(0.1)		(5)	(1.6)					
		190-225	23-26	0.2-0.5		0.3-0.5	0.2-0.5	0.4-1.6	0.2-0.5	0.9-5.2	0.5-0.7		8-18	0.1-2.9	ND-0.1	ND-T			
Crapet-soleil	14	220	20	0.1	—	0.4	0.3	0.9	0.3	2.4	0.6	—	20	0.2	T	ND	CHLORDANE-T		
		228	20	0.2		0.5	0.4	0.9	0.3	2.4	0.6		19	0.15					
		(45)	(1)	(0.05)		(0.3)	(0.2)	(0.3)	(0.1)	(0.7)	(0.1)		(4)	(0.05)					
		150-320	17-23	0.05-0.3		0.05-1.3	0.05-0.8	0.5-1.6	0.1-0.4	0.7-3.1	0.2-0.8		12-24	0.1-0.2	ND-T				
Meunier noir	10	1128	44	0.3	—	0.1	0.1	0.7	0.3	2.0	0.4	—	9	0.4	T	T	CHLORDANE-T		
		1159	44	0.3		0.1	0.2	0.7	0.4	2.3	0.4		9	0.3					
		(551)	(5)	(0.2)		(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.7)	(0.2)		(1)	(0.2)					
		550-2545	35-51	0.05-0.6		0.05-0.4	0.05-0.3	0.4-1.0	0.2-0.7	1.6-3.4	0.2-0.9		8-11	0.1-0.5	ND-0.1	ND-T			
Barbotte brune	18	460	32	0.2	—	0.4	0.2	0.7	0.3	3.2	0.5	—	11	0.2	0.1	T	ND		
		455	31	0.2		0.4	0.2	0.7	0.3	3.4	0.6		11	0.5					
		(139)	(3)	(0.05)		(0.2)	(0.2)	(0.2)	(0.1)	(1.2)	(0.4)		(2)	(0.7)					
		260-760	26-35	0.1-0.4		0.2-0.7	0.05-0.5	0.3-0.9	0.1-0.5	1.6-6.7	0.2-1.1		7-14	0.1-3.2	T-0.8	ND-T			
Esturgeon de lac	11	2200	74	0.4	—	0.3	0.1	0.5	0.2	1.0	0.3	—	8	0.6	0.1	T	CHLORDANE-0.1		
		3415	81	0.4		0.3	0.1	0.5	0.2	1.3	0.4		9	0.6					
		(2351)	(16)	(0.2)		(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.9)	(0.3)		(3)	(0.2)					
		1355-9250	61-117	0.2-0.6		0.1-0.5	0.05-0.4	0.4-0.8	0.1-0.5	0.5-3.8	0.1-1.0		6-14	0.4-0.9	T-0.2	ND-0.1			
Barbue de rivière	17	930	44	0.3	—	0.3	0.2	0.5	0.4	2.7	0.6	—	12	1.5	0.3	T	ND		
		(689)	(8)	(0.1)		(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(1.4)	(0.3)		(2)	(1.1)					
		280-2600	33-63	0.1-0.5		0.2-0.5	0.05-0.4	0.3-0.7	0.2-0.9	1.5-6.0	0.2-0.9		9-15	0.5-4.0				T-2.2	ND-0.1
Crapet de roche	1	160	19	—	—	—	—	—	0.3	—	—	—	—	—	—	—	—		
Laquaiche argentée	6	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
		368	31	—		—	—	—	0.3	—	—		—	—					
		(90)	(3)	—		—	—	—	(0.16)	—	—		—	—					
		280-480	28-34	—		—	—	—	0.2-0.6	—	—		—						
Lépisosté osseux	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
		763	73	—		—	—	—	0.5	—	—		—	—					
		(74)	(1)	—		—	—	—	(0.05)	—	—		—	—					
		680-820	73-76	—		—	—	—	0.4-0.6	—	—		—						
Marigane noire	1	400	24	—	—	—	—	—	0.5	—	—	—	—	—	—	—	—		
Meunier rouge	1	520	39	—	—	—	—	—	0.6	—	—	—	—	—	—	—	—		
Poisson-castor	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
		1704	52	—		—	—	—	1.7	—	—		—	—					
		(335)	(3)	—		—	—	—	(1.7)	—	—		—	—					
		1380-2140	50-58	—		—	—	—	0.3-4.0	—	—		—						
Suceur rouge	2 PCB-1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
		410	32	—		—	—	—	0.2	—	—		—	0.3				—	—
		(42)	(5)	—		—	—	—	(0.1)	—	—		—	—				—	
		380-440	30-34	—		—	—	—	0.1-0.2	—	—		—						

BHC = - hexachlorobenzène ND = non-décelé T = trace (0.05)

TABLEAU 2.6. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 6A - COULOIR FLUVIAL, LONGUEUIL - STATION 5

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	16 As-8	1213	57	0.2	—	0.4	0.3	0.4	0.6	1.0	0.4	—	15	1.7	0.08	T	BHC-T
		1523	58	0.2	—	0.5	0.3	0.4	0.7	1.0	0.5	—	16	1.6			
		(1119)	(13)	(0.2)	—	(0.2)	(0.05)	(0.1)	(0.2)	(0.3)	(0.2)	—	(5)	(0.7)			
		280-4560	36-85	0.1 -0.6	—	0.3-0.9	0.2-0.4	0.2-0.8	0.3-1.2	0.5-1.6	0.3-0.8	—	10-29	0.6-2.5	T-0.1	T-T	
Doré jaune	5	920	45	0.2	—	0.6	0.3	0.8	0.7	0.7	0.7	—	12	1.8	0.07	T	ND
		932	44	0.3	—	0.6	0.3	0.8	0.7	0.7	0.6	—	11	2.0			
		(446)	(7)	(0.05)	—	(0.2)	(0.05)	(0.1)	(0.2)	(0.05)	(0.1)	—	(1)	(0.9)			
		400-1550	36-53	0.2 -0.3	—	0.4-0.8	0.2-0.3	0.6-1.0	0.6-1.0	0.6-0.7	0.4-0.7	—	10-12	0.9-3.3	T-0.1	T-T	
Achigan à petite bouche	1	690	36	0.3	T	0.2	0.2	0.6	0.9	0.3	0.2	0.2	8	2.1	0.2	ND	BHC-T LINDANE-T HEPT.EPOX.-T HEPTACHLORE-T
Perchaude	22 ML-18 PCB-15	225	24	0.2	T	0.5	0.4	0.7	0.4	1.3	0.5	0.4	14	0.6	T	T	ND
		216	25	0.2		0.5	0.4	0.7	0.4	1.3	0.5		16	0.9			
		(27)	(1)	(0.1)		(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.4)	(0.1)		(6)	(0.8)			
		170-270	22-27	0.1 -0.4	—	0.3-0.6	0.2-0.5	0.6-1.2	0.2-0.7	0.7-2.0	0.4-0.7	—	10-27	ND-3.2	ND-0.1	ND-T	
Crapet-soleil	14 ML-8	195	19	0.3	—	0.5	0.4	0.5	0.3	1.5	0.5	—	20	0.8	T	T	BHC-T CHLORDANE-T LINDANE-T
		196	19	0.4		0.6	0.3	0.5	0.3	1.3	0.5		18	1.0			
		(37)	(1)	(0.2)		(0.3)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.4)	(0.2)		(4)	(0.7)			
		120-260	16-21	0.1 -0.7	—	0.3-1.0	0.2-0.5	0.4-0.8	0.1-0.6	0.7-1.8	0.3-1.0	—	13-23	0.3-2.6	ND-T	ND-T	
Meunier noir	20	1093	45	0.2	—	0.5	0.3	0.8	0.3	1.5	0.4	—	13	2.3	0.07	T	ND
		1044	44	0.2		0.5	0.3	0.8	0.4	1.7	0.5		12	2.4			
		(207)	(3)	(0.1)		(0.3)	(0.1)	(0.3)	(0.2)	(0.6)	(0.2)		(2)	(1.2)			
		645-1350	39-50	0.05-0.4	—	0.1-0.9	0.1-0.5	0.6-1.9	0.1-0.7	0.6-3.1	0.1-0.8	—	8-16	0.7-4.9	ND-0.2	ND-T	
Barbotte brune	21	480	31	0.2	—	0.4	0.3	0.6	0.2	1.4	0.4	—	13	1.5	0.15	T	BHC-T LINDANE-T HEPT.EPOX.-T
		466	32	0.2		0.5	0.3	0.6	0.2	1.4	0.5		14	1.9			
		(65)	(2)	(0.05)		(0.2)	(0.05)	(0.1)	(0.05)	(0.3)	(0.1)		(4)	(0.7)			
		340-560	29-35	0.1 -0.4	—	0.3-0.7	0.2-0.4	0.4-0.8	0.1-0.3	0.8-2.0	0.3-0.7	—	10-22	0.9-3.5	0.1-0.2	ND-T	
Esturgeon de lac	1	3100	75	0.3	—	0.5	0.2	0.5	0.05	1.1	0.5	1.1	10	2.6	0.3	0.1	BHC-T LINDANE-T
Anguille d'amérique	1	645	72	0.3	—	0.3	0.2	0.6	1.1	1.5	0.4	—	34	3.2	0.9	0.1	ND
Crapet de roche	2 ML-1	150	19	—	—	0.6	0.5	0.5	0.7	—	—	—	—	1.0	—	—	—
		140-160	18-20	—	—	—	—	—	—	0.7-0.7	1.1	0.5	—	17	—	—	—
Doré noir	1	220	29	—	—	—	—	—	0.4	—	—	—	—	0.5	—	—	—
Poisson-castor	1	4080	67	—	—	0.3	0.2	0.3	1.7	0.6	0.3	—	8	1.6	—	—	—

BHC = - hexachlorobenzène HEPT. EPOX. = heptachlore époxide ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 1 spécimen analysé par espèce

TABLEAU 2.7. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 6B - COULOIR FLUVIAL, REPENTIGNY - STATION 6

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	10	580	46	0.2		0.4	0.2	0.4	0.3	1.2	0.3		17	1.1			
	ML-7	1184 (1206)	48 (21)	0.2 (0)	T	0.4 (0.1)	0.2 (0.1)	0.5 (0.2)	0.4 (0.3)	1.3 (0.4)	0.4 (0.1)	0.3	17 (5)	1.3 (0.6)	0.1	T	LINDANE-0.1
	As-2	50-3450	17-80	0.2-0.2		0.3-0.7	0.05-0.4	0.3-0.8	0.2-1.0	0.8-2.0	0.3-0.6	0.2-0.3	13-26	0.6-2.6	T-0.2	ND-T	
Doré jaune	7	660 914	41 43			0.4 0.4	0.4 0.3	0.4 0.5	0.6 0.8	0.6 0.6	0.4 0.4		11 11	1.9 2.0	0.1	ND	ALDRINE-T
	ML-4	(510)	(7)	0.1	—	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.3)	(0.05)	—	(1)	(0.9)			
	As-1	510-1920	37-56			0.3-0.5	0.1-0.4	0.3-0.7	0.5-1.1	0.2-0.9	0.4-0.5		9-12	0.7-3.2			
Achigan à petite bouche	1	750	34	—	—	0.5	0.3	2.6	0.6	0.3	0.4	—	9	3.2	—	—	—
Perchaude	18	223 219	24 24	0.2 0.2		0.5 0.5	0.4 0.4	0.8 0.9	0.2 0.2	1.6 1.6	0.5 0.5		15 16	0.5 0.5	T	T	
	ML-13	(53)	(2)	(0.05)	T	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.05)	(0.6)	(0.1)	0.2	(2)	(0.2)			BHC-T
		120-330	20-27	0.05-0.3		0.3-0.8	0.2-0.5	0.6-1.3	0.1-0.3	0.3-2.6	0.4-0.7	0.2-0.2	11-19	ND-0.8	ND-0.2	ND-T	
Crapet-soleil	3	260 253	20 20			0.5 0.5	0.3 0.4	0.5 0.6	0.4 0.4	0.7 0.7	0.4 0.4		19 19	1.0 1.1			
		(12)	(1)	—	—	(0.1)	(0.1)	(0.05)	(0.05)	(0.3)	(0.05)	—	(3)	(0.3)			
		240-260	20-21			0.4-0.6	0.3-0.6	0.5-0.6	0.4-0.5	0.5-1.0	0.4-0.4		15-22	0.9-1.5			
Meunier noir	16	793 791	39 39	0.2 0.2		0.5 0.5	0.3 0.3	0.7 0.8	0.2 0.2	1.3 1.5	0.5 0.5		13 14	1.8 1.8	0.1	T	
		(125)	(2)	(0.1)	—	(0.1)	(0.05)	(0.2)	(0.1)	(0.6)	(0.1)	—	(4)	(0.8)			ND
		520-1000	34-42	0.05-0.5		0.3-0.7	0.2-0.4	0.4-1.4	0.1-0.4	0.9-2.9	0.3-0.7		10-25	0.7-3.3	ND-0.1	ND-T	
Barbotte brune	10	345 328	28 27	0.1 0.2		0.3 0.4	0.3 0.3	0.8 0.7	0.1 0.2	1.0 1.2	0.3 0.3		10 10	1.7 1.7	T	T	
	ML-9	(61)	(2)	(0.05)	—	(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.1)	(0.7)	(0.1)	—	(3)	(0.9)			BHC-T
		235-410	24-30	0.1-0.2		0.3-0.6	0.1-0.6	0.5-0.9	0.1-0.5	0.4-2.5	0.2-0.5		5-16	0.6-3.4	ND-0.1	ND-T	
Esturgeon de lac	14	1035 2094	59 65	0.3 0.4		0.3 0.4	0.2 0.2	0.6 0.6	0.2 0.3	0.9 1.0	0.3 0.3		6 9	2.1 3.4	0.2	T	
	ML-9	(2716)	(20)	(0.2)	—	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.3)	(0.7)	(0.1)	—	(4)	(3.5)			BHC-T LINDANE-T
		430-10400	44-119	0.1-0.7		0.2-0.6	0.05-0.5	0.4-0.8	0.1-1.4	0.3-2.3	0.2-0.6		4-17	1.4-15.2	0.1-0.5	T-0.1	
Carpe	1	580	30	—	—	0.4	0.3	0.6	0.2	0.4	0.3	—	20	0.7	—	—	—
Crapet de roche	1	150	18	—	—	0.4	0.4	1.9	0.6	0.8	0.4	—	15	0.7	—	—	—
Maskinongé	1	70	25	—	—	—	—	—	0.2	—	—	—	—	1.1	—	—	—

BHC = - hexachlorobenzène ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.8. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 4 - RIVIERE DES PRAIRIES - STATION 7

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	2	395	41	0.2	—	0.8	0.4	0.5	0.3	1.8	0.7	—	17	1.1	T	ND	ND
		395	41	0.2		0.8	0.4	0.5	0.3	1.8	0.7		17	1.1			
		(163)	(5)	(0.05)		(0.05)	(0.05)	(0.1)	(0.05)	(0.2)	(0)		(3)	(0.05)			
		280-510	37-44	0.2-0.3		0.8-0.85	0.4-0.4	0.4-0.5	0.3-0.4	1.7-2.0	0.7-0.7		15-19	1.0-1.1	T-T		
Doré jaune	31 ML-27 PCB-27	400	35	0.2	T	0.3	0.3	0.6	0.5	0.8	0.4	0.4	14	1.7	0.07	ND	BHC-T HEP. EPOX-T
		446	35	0.2		0.4	0.3	0.6	0.5	0.9	0.4		15	1.7			
		(227)	(5)	(0.05)		(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.3)	(0.1)		(5)	(0.6)			
		140-1350	24-52	0.1-0.4		0.2-0.8	0.1-0.5	0.1-0.8	0.2-0.9	0.5-1.7	0.2-0.7	0.3-0.5	8-34	0.4-3.2	ND-0.2		
Achigan à petite bouche	4 ML-3	285	26	0.3	—	0.4	0.4	0.6	0.3	0.8	0.4	—	8	2.5	T	ND	ALDRINE-T LINDANE-T
		311	27	0.3		0.4	0.4	0.6	0.4	0.8	0.4		10	2.4			
		(91)	(3)	(0.05)		(0.05)	(0.05)	(0.1)	(0.1)	(0.4)	(0.05)		(3)	(1.3)			
		235-440	25-32	0.2-0.3		0.4-0.5	0.3-0.4	0.4-0.7	0.3-0.6	0.4-1.2	0.4-0.45		8-13	0.7-3.8	T-T		
Perchaude	18 ML-9 PCB-15	170	22	0.2	T	0.4	0.4	0.9	0.2	3.1	0.5	0.5	17	0.7	0.06	T	BHC-T
		165	21	0.2		0.5	0.5	1.1	0.2	3.0	0.5		18	0.9			
		(58)	(3)	(0.05)		(0.2)	(0.1)	(0.5)	(0.05)	(0.7)	(0.1)		(2)	(0.4)			
		95-240	17-25	0.1-0.4		0.3-0.9	0.4-0.7	0.6-2.2	0.1-0.4	2.0-4.3	0.4-0.8	0.2-0.3	13-20	0.4-1.7	ND-0.1	ND-T	
Crapet-soleil	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Meunier noir	15 ML-10	900	41	0.2	T	0.6	0.3	0.6	0.3	1.7	0.6	0.5	11	1.7	0.2	T	ND
		953	41	0.2		0.6	0.4	0.6	0.3	1.8	0.6		12	1.8			
		(335)	(4)	(0.05)		(0.1)	(0.05)	(0.1)	(0.1)	(0.8)	(0.1)		(3)	(0.9)			
		470-1630	33-48	0.1-0.2		0.5-0.8	0.3-0.5	0.4-0.8	0.1-0.5	0.9-3.6	0.5-0.7	0.5-0.5	9-20	0.3-3.5	ND-0.6	ND-T	
Barbotte brune	18 ML-15 PCB-14	290	25	0.2	—	0.4	0.3	0.6	0.2	1.5	0.4	—	12	1.3	0.07	T	ND
		312	27	0.2		0.4	0.3	0.6	0.2	1.5	0.4		16	1.3			
		(60)	(2)	(0.05)		(0.3)	(0.1)	(0.1)	(0.05)	(0.6)	(0.2)		(9)	(0.4)			
		240-440	25-31	0.1-0.3		0.1-0.9	0.2-0.5	0.5-0.8	0.1-0.3	0.6-2.6	0.2-0.8		8-31	0.8-2.4	T-0.6	ND-T	
Esturgeon de lac	7 ML-6 PCB-5	1250	59	0.2	T	0.2	0.6	0.3	0.1	1.0	0.5	0.5	13	2.6	0.1	T	ND
		1969	62	0.2		0.5	0.3	0.6	0.1	0.9	0.5		12	4.2			
		(1862)	(19)	(0.05)		(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.05)	(0.3)	(0.2)		(3)	(4.8)			
		220-5000	35-92	0.2-0.2		0.1-0.6	0.05-0.4	0.4-0.8	0.05-0.2	0.3-1.2	0.1-0.6	0.4-0.5	7-14	0.6-12.5	ND-0.4	T-T	
Barbue de rivière	1	560	36	0.4	—	0.1	0.2	0.6	0.2	0.8	0.2	—	28	1.7	0.1	T	HEPTACHLORE-0.1
Crapet de roche	1	165	21	—	—	—	—	—	0.5	—	—	—	—	0.7	—	—	—
Suceur rouge	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		892	42	—		—	—	—	0.6	—	—		—	—			
		(112)	(2)	—		—	—	—	(0.2)	—	—		—	—			
		720-1020	40-45	—		—	—	—	0.4-0.8	—	—	—	—	—	—	—	—

BHC = - hexachlorobenzène HEP. EPOX = heptachlore époxide ND = non décelé T = trace 0.05)

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.9. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHELORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

POISSONS				METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHELORES			
ESPECES	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	23	420	42	0.3	—	0.4	0.4	0.5	0.3	2.0	0.4	—	21	0.7	0.1	ND	ND
	ML-20	552	42	0.3	—	0.4	0.4	1.0	0.4	2.1	0.4	—	22	0.8			
	PCB-21	(515)	(11)	(0.05)	—	(0.1)	(0.1)	(1.7)	(0.2)	(0.7)	(0.1)	—	(6)	(0.5)			
	As-6	80-2500	24-76	0.2-0.4	—	0.3-0.7	0.1-0.6	0.2-6.7	0.1-0.8	0.5-3.1	0.3-0.6	—	11-34	0.3-2.3	T-0.2		
Doré jaune	12	640	40	0.1	—	0.5	0.5	0.7	0.5	0.9	0.3	—	13	2.3	0.2	T	BHC-T
	PCB-7	754	42	0.1	0.1	0.5	0.4	0.7	0.5	0.8	0.4	0.2	12	2.3			
	ML-7	(389)	(7)	(0.05)	—	(0.1)	(0.2)	(0.3)	(0.3)	(0.3)	(0.1)	—	(5)	(0.8)			
		340-1460	32-53	0.1-0.2	0.1-0.1	0.3-0.6	0.2-0.6	0.3-0.9	0.3-1.1	0.5-1.1	0.2-0.5	0.2-0.2	5-17	1.3-3.7	T-0.6	ND-T	
Achigan à petite bouche	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Perchaude	23	270	25	0.2	—	0.5	0.5	0.6	0.3	2.1	0.5	—	13	0.9	T	T	BHC-T CHLORDANE-T
	ML-18	247	25	0.2	0.1	0.6	0.5	0.6	0.3	2.4	0.6	0.4	14	1.1			
	PCB-21	(61)	(2)	(0.05)	—	(0.2)	(0.2)	(0.2)	(0.1)	(1.1)	(0.2)	—	(4)	(0.7)			
	As-20	100-350	19-29	0.1-0.3	0.05-0.1	0.4-1.0	0.3-1.0	0.3-1.2	0.1-0.5	1.1-5.2	0.4-0.9	0.4-0.4	9-24	0.5-2.7	T-T	ND-T	
Crapet-soleil	4	230	20	0.3	—	—	—	—	0.3	—	—	—	—	0.7	0.1	T	BHC-T LINDANE-T
	As-3	216	20	0.3	—	0.6	0.5	0.5	0.3	1.1	0.5	—	21	1.0			
	ML-2	(62)	(2)	(0.05)	—	(0.05)	(0)	(0.05)	(0.1)	(0.4)	(0.05)	—	(5)	(0.9)			
		130-275	17-21	0.3-0.4	—	0.6-0.7	0.5-0.5	0.5-0.5	0.2-0.4	0.9-1.4	0.5-0.5	—	18-24	0.4-2.3	T-0.2	ND-T	
Meunier noir	4	875	42	0.3	—	0.4	0.3	0.6	0.4	1.5	0.4	—	13	1.1	0.1	T	CHLORDANE-0.1
	As-2	851	42	0.3	—	0.5	0.3	0.6	0.4	1.9	0.4	—	14	1.1			
		(249)	(5)	(0)	—	(0.1)	(0.2)	(0.05)	(0.2)	(1.3)	(0.05)	—	(2)	(0.05)			
		580-1075	37-46	0.3-0.3	—	0.4-0.6	0.1-0.5	0.5-0.6	0.2-0.6	0.7-3.7	0.3-0.4	—	13-17	1.0-1.1	T-T		
Barbotte brune	25	340	29	0.2	—	0.5	0.4	0.6	0.1	1.1	0.4	—	11	1.2	0.2	T	BHC-T LINDANE-T
		359	29	0.2	—	0.5	0.4	0.7	0.1	1.2	0.4	—	12	1.0			
		(62)	(2)	(0.05)	—	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.05)	(0.4)	(0.05)	—	(7)	(0.6)			
		260-500	25-32	0.05-0.3	—	0.3-0.7	0.1-0.7	0.5-0.9	0.05-0.2	0.6-2.0	0.3-0.5	—	4-40	ND-2.1	T-0.3	ND-T	
Esturgeon de lac	16	1675	65	0.3	—	0.3	0.2	0.5	0.1	0.5	0.3	—	9	1.8	0.2	T	BHC-0.1 LINDANE-T
		1853	68	0.3	—	0.4	0.2	0.6	0.1	0.6	0.3	—	9	1.9			
		(676)	(9)	(0.1)	—	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.05)	(0.3)	(0.1)	—	(3)	(0.7)			
		850-3375	57-91	0.1-0.5	—	0.2-0.5	0.1-0.4	0.3-0.9	0.01-0.3	0.3-1.1	0.2-0.5	—	5-14	0.7-2.9	T-0.5	ND-0.1	
Lépisosté osseux	1	35	30	—	—	—	—	—	0.2	—	—	—	—	—	—	—	—
Poisson-castor	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	T	ND	ND
	As-1	1505	51	0.36	—	0.6	0.6	0.6	0.4	1.6	0.5	—	14	0.7			
		1450-1560	48-54	—	—	0.5-0.6	0.4-0.7	0.5-0.7	0.2-0.5	1.2-2.1	0.4-0.5	—	13-16	0.7-0.7			

BHC = - hexachlorobenzène ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.10. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 8A - COULOIR FLUVIAL, TROIS-RIVIERES - STATION 9

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES					
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES		
Grand brochet	13 As-7	960	55	0.1	T	0.4	0.4	0.6	0.5	1.4	0.4	0.2	19	0.5	0.06	ND	ND		
		1300	60	0.2		0.4	0.4	0.7	0.6	1.5	0.4		18	0.6					
		(901)	(11)	(0.2)		(0.05)	(0.1)	(0.4)	(0.4)	(0.4)	(0.1)		(2)	(0.5)					
		560-3780	45-84	0.1-0.7		0.3-0.5	0.2-0.5	0.4-1.9	0.01-1.7	1.0-2.2	0.2-0.5		14-21	ND-1.5				T-0.1	
Doré jaune	9 As-1	1000	45	0.3	T	0.5	0.6	0.5	0.6	1.2	0.4	0.1	11	0.6	0.1	ND	BHC-T CHLORDANE-T		
		1070	46			0.5	0.6	0.6	0.6	1.2	0.4		11	0.6					
		(557)	(6)			(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.3)	(0.1)		(1)	(0.2)					
		570-2400	38-57			0.4-0.7	0.3-0.7	0.5-1.0	0.3-0.8	0.8-1.5	0.3-0.6		10-14	0.3-1.1					
Achigan à petite bouche	4 As-2	950	37	0.2	—	0.5	0.6	0.6	0.5	1.1	0.5	—	10	0.4	0.1	T	BHC-T LINDANE-T		
		900	37	0.2		0.5	0.6	0.5	0.5	1.1	0.4		10	0.4					
		(302)	(5)	(0.1)		(0.05)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.3)	(0.05)		(2)	(0.3)					
		520-1180	30-41	0.1-0.2		0.4-0.6	0.5-0.7	0.4-0.6	0.4-0.6	0.8-1.4	0.3-0.5		8.8-13	ND-0.6				T-0.2	T-T
Perchaude	22	240	25	0.2	—	0.6	0.7	0.7	0.2	3.8	0.8	—	17	0.4	T	T	BHC-T CHLORDANE-T		
		253	25	0.2		0.6	0.5	0.7	0.3	4.3	0.8		18	0.5					
		(62)	(2)	(0.1)		(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(2.4)	(0.4)		(4)	(0.1)					
		120-380	23-29	0.1-0.4		0.3-0.9	0.3-0.7	0.4-1.0	0.1-0.7	1.0-8.8	0.3-1.6		10-29	0.3-0.7				ND-T	ND-T
Crapet-soleil	1	80	14	0.3	—	—	—	—	0.1	—	—	—	0.2	T	ND	BHC-T CHLORDANE-T			
		695	39	0.3		0.4	0.3	0.6	0.3	2.1	1.1		11				0.4		
Meunier noir	14 PCB-6	731	39	0.3	T	0.4	0.3	0.6	0.3	1.9	1.0	0.6	11	0.5	0.08	T	BHC-T CHLORDANE-T		
		(139)	(3)	(0.05)		(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.7)	(0.4)		(2)	(0.2)					
		530-1025	35-45	0.1-0.4		0.2-0.8	0.1-0.6	0.5-0.7	0.13-0.6	1.0-2.9	0.3-1.6		8-14	0.3-0.8				ND-0.6	ND-T
		275	26	0.2		0.4	0.5	0.8	0.1	2.8	0.7		14	0.3					
Barbotte brune	20	304	27	0.2	—	0.5	0.4	0.8	0.1	3.3	0.9	—	14	0.4	T	T	BHC-T CHLORDANE-T		
		(101)	(3)	(0.05)		(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.05)	(1.2)	(0.3)		(3)	(0.2)					
		200-550	23-32	0.1-0.4		0.2-0.7	0.2-0.7	0.5-1.0	0.05-0.2	1.7-5.6	0.4-1.4		10-18	0.2-1.0				ND-T	ND-T
		Esturgeon de lac	1	600		52	—	—	0.4	0.4	0.6		0.3	1.8				0.3	—
Crapet de roche	1	300	23	—	—	0.5	0.6	0.8	0.2	1.6	0.4	—	18	0.5	—	—	—		
Doré noir	1	280	31	—	—	0.4	0.8	0.3	0.9	1.2	0.3	—	15	2.7	—	—	—		
Poisson-castor	1	1090	47	—	—	0.3	0.4	0.4	0.3	2.2	0.3	—	10	0.3	—	—	—		
Suceur rouge	2	880	39	—	—	0.4	0.4	0.8	0.2	2.9	0.3	—	13	0.4	—	—	—		
		860-900	38-41	0.4-0.4		0.3-0.5	0.6-0.9	0.1-0.2	2.7-3.1	0.3-0.4	13-13		0.2-0.5						

BHC = - hexachlorobenzène ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 1 spécimen analysé par espèce

TABLEAU 2.11. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 8B - COULOIR FLUVIAL, BATISCAN - GRONDINES - STATION 10

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	3	850	52	—	T	—	—	—	0.2	—	—	0.2	—	—	0.1	T	LINDANE-T
		910 (423)	51 (7)						0.3 (0.1)								
Doré jaune	23 ML-19 As-6	480	37	0.5	—	0.7	0.6	0.6	0.5	1.3	0.4	14	0.4	T	T	BHC-T LINDANE-T	
		602 (708)	36 (11)	0.6 (0.5)		0.6 (0.2)	0.6 (0.1)	0.6 (0.5)	1.5 (0.4)	0.5 (0.2)	14 (2)	0.6 (0.4)	T-0.3				ND-T
Achigan à petite bouche	2 As-1 PCB-1	—	—	0.2	T	—	—	—	—	—	—	0.1	0.7	T	ND	ND	
		330 (113)	27 (4)						0.2 (0.1)			0.1-0.3					0.1-0.1
Perchaude	7 ML-3 As-1 PCB-5	330	28	0.2	T	0.6	0.5	0.7	0.3	3.0	0.4	16	0.3	T	ND	ND	
		279 (131)	25 (5)			0.7 (0.3)	0.5 (0.2)	0.8 (0.1)	0.5 (0.2)	2.5 (1.1)	0.4 (0.05)	16 (6)	0.3 (0.2)				0.1-0.2
Crapet-soleil	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Meunier noir	33	830	41	0.2	—	0.2	0.6	0.6	0.3	1.8	0.2	12	0.6	T	ND	BHC-T CHLORDANE-T LINDANE-T	
		844 (215)	41 (3)	0.2 (0.05)		0.3 (0.2)	0.6 (0.3)	0.6 (0.2)	0.3 (0.1)	1.9 (0.8)	0.3 (0.1)	11 (2)	0.6 (0.3)				ND-0.1
Barbotte brune	1	305	27	0.2	—	—	—	—	0.2	—	—	—	0.2	T	ND	ND	
Esturgeon de lac	16 As-4 ML-6 PCB-7	620	53	0.3	—	0.3	0.9	0.7	0.1	1.9	0.3	16	0.6	0.08	T	BHC-T	
		740 (654)	50 (13)	0.3 (0.05)		0.4 (0.2)	0.8 (0.3)	0.7 (0.2)	0.2 (0.1)	2.0 (0.7)	0.3 (0.05)	16 (3)	1.2 (1.3)				ND-T
Barbue de rivière	8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	T	ND	CHLORDANE-0.1	
		568 (174)	38 (3)	0.2 (0.05)		0.3 (0.05)	0.1 (0.05)	0.5 (0.2)	0.2 (0.05)	0.8 (0.2)	0.3 (0.01)	10 (0.8)	1.5 (0.4)				T-T
Doré noir	4 ML-3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	T	ND	ND	
		240 (73)	30 (3)	0.7 (0.05)		0.5 (0.05)	0.6 (0.05)	0.5 (0.1)	1.6 (0.4)	0.4 (0.01)	18 (2)	1.3 (1)	T-T				15-19
Lamproie	1	20	20	—	—	—	—	—	0.11	—	—	—	—	—	—	—	
Laquaiche argentée	3 ML-1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
		173 (110)	26 (5)	0.5		0.4	0.7	0.3 (0.05)	1.3	0.4	22	1.4 (0.8)	0.9-2.3				
Meunier rouge	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
		452 (111)	34 (3)	—	—	—	—	—	0.3 (0.07)	—	—	—	—	—	—	—	
		290-600	29-38	—	—	—	—	—	0.2-0.4	—	—	—	—	—	—	—	

BHC = - hexachlorobenzène ND = non décelé T = trace (0.05)

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.12. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 9 - COULOIR FLUVIAL, PONT DE QUEBEC - STATION 11																		
ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES				
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES	
Grand brochet	5	1475	61	0.7	—	0.4	0.4	0.6	0.4	1.8	1.2	—	16	0.8	0.1	T	BHC-T	
		1367	57	0.7		0.4	0.4	0.7	0.4	2.0	1.1		15	0.8				
		(451)	(7)	(0.2)		(0.05)	(0.05)	(0.05)	(0.05)	(0.5)	(0.1)		(2)	(0.1)				
		580-1678	44-62	0.5 -0.9		0.3-0.4	0.3-0.5	0.6-0.8	0.3-0.4	1.6-2.9	1.0-1.2		13-17	0.6-0.9	0.1-0.1		LINDANE-T	
Doré jaune	9	220	28	0.2	T	0.4	0.3	0.6	0.3	1.6	0.6	0.3	14	0.3	0.06	T	BHC-T	
		As-5	272	30		0.4	0.4	0.4	0.7	0.3	1.8		0.8	14				0.4
		(139)	(5)	(0.3)		(0.05)	(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.7)	(0.5)		(2)	(0.3)				
		Cd/Pb-5	140-530	26-39	0.2 -0.9	0.3-0.5	0.3-0.8	0.5-0.9	0.1-0.7	0.8-3.1	0.3-1.6	0.1-0.3	10-16	0.3-1.0	T-0.1	ND-T	LINDANE-T	
Achigan à petite bouche	7	175	23	0.1	T	0.5	0.5	0.8	0.2	3.7	0.8	0.2	16	0.4	T	T	BHC-T	
		As-2	200	22		0.1	0.5	0.5	0.8	0.3	5.5		0.9	16				0.4
		(110)	(3)	(0.05)		(0.05)	(0.2)	(0.1)	(0.05)	(5)	(0.6)		(1)	(0.1)				
		PCB-4	100-440	18-28	0.05-0.2	0.4-0.5	0.4-0.8	0.7-0.9	0.2-0.3	1.9-12.6	0.3-1.6	0.2-0.2	16-17	0.3-0.5	ND-T	ND-T	LINDANE-T	
Perchaude	7	250	24	—	T	0.4	0.3	0.6	0.2	2.0	0.4	0.3	13	—	—	—	—	
		246	24			0.4	0.3	0.6	0.2	1.9	0.4		13					
		(61)	(2)			(0.05)	(0.05)	(0.1)	(0.05)	(0.6)	(0.05)		(4)					
		Cd/Pb-8	160-340	21-26		0.4-0.5	0.3-0.4	0.5-0.8	0.1-0.3	1.0-2.8	0.3-0.4	0.2-0.5	7-18					
Crapet-soleil	4	166	18	0.4	—	0.4	0.4	0.8	0.4	1.2	0.9	—	14	—	—	—	—	
		167	18	0.5		0.4	0.4	0.8	0.4	1.4	0.9		14					
		(26)	(1)	(0.2)		(0.05)	(0.1)	(0.05)	(0.1)	(0.6)	(0.05)		(2)					
		140-195	17-19	0.3 -0.8		0.3-0.4	0.3-0.5	0.8-0.9	0.3-0.5	0.9-2.3	0.9-1.0		12-17					
Meunier noir	1	400	32	0.3	—	0.4	0.6	0.8	0.4	2.3	1.7	—	15	0.3	—	—	—	
Barbotte brune	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Esturgeon de lac	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Barbue de rivière	6	446	36	0.2	T	0.4	0.3	0.6	0.3	1.1	1.0	0.1	13	2	0.6	0.1	BHC-T	
		(277)	(6)	(0.05)		(0.05)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.3)	(0.1)		(3)	(2)	0.8-4.6	0.3-1.0	0.1-0.1	LINDANE-T
		175-920	28-44	0.2 -0.3		0.3-0.4	0.2-0.5	0.4-0.8	0.2-0.5	0.6-1.4	0.8-1.0		9-17					
Doré noir	4	251	29	—	T	0.3	0.2	0.5	0.4	1.0	0.3	0.2	14	—	—	—	—	
		(115)	(4)			(0.05)	(0.05)	(0.05)	(0.1)	(0.2)	(0.05)		(4)					
		95-37	23-33			0.3-0.4	0.2-0.3	0.4-0.5	0.2-0.5	0.8-1.2	0.3-0.4		0.1-0.3					8-16
Suceur blanc	1	900	42	—	—	—	—	—	0.2	—	—	—	—	—	—	—	—	

BHC = - hexachlorobenzène ND = non-décelé T = trace (0.05)

TABLEAU 2.13. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 3A - BASSIN DE LAPRAIRIE - STATION 12																	
POISSONS				METAUX LOURDS									COMPOSES ORGANOCHLORES				
ESPECES	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Doré jaune	5	580 788 (435) 460-1480	41 43 (6) 36-50	—	T	0.5 0.4 (0.4) 0.4-1.05	0.3 0.4 (0.2) 0.1-0.6	0.7 0.7 (0.2) 0.4-0.9	0.8 0.9 (0.5) 0.5-1.8	0.7 0.8 (0.5) 0.2-1.3	0.4 0.3 (0.2) 0.1-0.4	0.2 — — 0.1-0.3	14 17 (9) 7-29	0.8 0.9 (0.3) 0.5-1.0	—	—	—
Achigan à petite bouche	5	570 528 (245) 270-800	33 32 (6) 25-38	—	T	0.5 0.4 (0.05) 0.3-0.5	0.3 0.3 (0.1) 0.1-0.4	0.6 0.6 (0.1) 0.4-0.8	1.0 1.1 (0.5) 0.5-2.0	0.3 0.6 (0.1) 0.5-0.7	0.4 0.4 (0.2) 0.2-0.7	0.2 — — —	12 13 (4) 10-20	1.4 1.5 (0.6) 1.0-2.0	—	—	—
Perchaude	14 PCB-5 Cd/Pb-9	265 274 (37) 225-350	25 32 (6) 25-38	—	0.06 T-0.1	0.8 0.9 (0.2) 0.6-1.2	0.5 0.5 (0.2) 0.2-0.7	1.0 1.0 (0.2) 0.7-1.4	0.4 0.4 (0.2) 0.2-0.8	1.2 1.4 (0.4) 0.9-2.4	0.4 0.4 (0.1) 0.2-0.5	0.3 — — 0.1-0.4	15 18 (9) 3-38	0.3 0.4 (0.4) 0.2-1.0	—	—	—
Crapet-soleil	1	200	21	—	—	0.6	0.3	0.6	1.1	1.2	0.6	—	20	0.6	—	—	—
Meunier noir	15 Cd/Pb-2	1040 1099 (185) 900-1450	45 44 (3) 40-51	—	T	0.4 0.2 (0.05) 0.1-0.3	0.2 0.4 (0.1) 0.3-0.7	0.6 0.6 (0.1) 0.5-0.6	0.5 0.6 (0.2) 0.4-1.0	1.2 1.4 (0.6) 0.8-2.5	0.4 0.4 (0.1) 0.3-0.6	0.3 — — 0.2-0.4	12 13 (3) 10-22	1.5 2.0 (0.9) 0.7-3.6	—	—	—
Barbotte brune	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Esturgeon de lac	2	1255 (92) 1190-1320	61 (5) 57-64	—	T	0.4 (0.1) 0.3-0.4	0.1 (0.1) 0.1-0.2	0.5 (0.5) 0.5-0.5	0.3 (0.1) 0.3-0.4	0.8 (0.3) 0.5-1.0	0.5 (0.1) 0.4-0.6	0.3 — — 0.2-0.4	14 (3) 11-16	2.4 (0.7) 2.0-3.0	—	—	—
Crapet de roche	5	195 (44) 137-240	21 (2) 19-23	—	—	—	—	—	0.8 (0.3) 0.4-1.1	—	—	—	—	—	—	—	—
Gatte	2	267 (74) 215-320	25 (2) 23-26	—	—	—	—	—	0.5 (0.2) 0.4-0.7	—	—	—	—	—	—	—	—
Meunier rouge	6 PCB-1 ML-1	515 (211) 380-900	36 (5) 32-45	—	T	0.4	0.3	0.6	0.3 (0.1) 0.2-0.4	3.4	0.4	0.2	18	0.5	—	—	—
Suceur rouge	9 PCB-4 ML-5	942 (188) 700-1240	43 (3) 40-49	—	—	0.5 (0.05) 0.5-0.6	0.3 (0.1) 0.1-0.3	0.4 (0.05) 0.4-0.5	0.7 (0.3) 0.3-1.3	2.8 (0.6) 1.9-3.4	0.9 (1.0) 0.1-2.7	—	17 (1) 15-18	2.0 (1.1) 1.2-3.6	—	—	—

TABLEAU 2.14. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES				
ESPECES	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	13	1380	60	—	T	0.5	0.4	0.4	0.4	1.2	0.4	0.1	14	0.6	—	—	—
	ML-10	1379	59			0.5	0.4	0.4	0.4	1.2	0.4		14	0.6			
	PCB-9	(498)	(9)			(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.2)		(2)	(0.3)			
		500-2110	42-70			0.3-0.6	0.3-0.7	0.3-0.5	0.2-0.7	1.0-1.5	0.2-0.6	0.1-0.1	12-18	0.3-1.1			
Doré jaune	10	945	45	—	—	0.4	0.3	0.5	0.5	0.8	0.3	—	14	0.6	—	—	—
	ML-9	863	43			0.4	0.4	0.5	0.6	0.9	0.3		13	0.6			
	PCB-7	(344)	(6)			(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.5)	(0.1)		(4)	(0.2)			
		360-1390	32-52			0.2-0.6	0.3-0.6	0.3-0.6	0.2-0.9	0.4-2.2	0.2-0.5	—	8-20	0.3-0.8			
Achigan à petite bouche	20	560	32	—	T	0.4	0.3	0.5	0.6	0.3	0.3	T	7	1.2	—	—	—
		638	33			0.4	0.3	0.5	0.6	0.6	0.3		8	1.5			
		(311)	(5)			(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.5)	(0.1)		(2)	(1.0)			
		260-1380	25-43			0.2-0.7	0.2-0.5	0.3-0.6	0.2-1.0	0.1-2.1	0.1-0.4	—	6-12	0.4-4.0			
Perchaude	5	240	26	—	—	—	—	—	0.3	—	—	—	—	—	—	—	—
		233	26			0.5	0.3	0.4	0.4	1.5	0.3		22	—			
		(21)	(1)			(0.05)	(0.05)	(0.1)	(0.2)	(0.9)	(0.2)		(5)	—			
		210-250	25-26			0.5-0.5	0.3-0.3	0.4-0.5	0.2-0.6	0.9-2.2	0.2-0.5	—	18-26				
Crapet-soleil	14	210	19	—	T	0.6	0.5	0.8	0.3	1.4	0.4	0.1	20	0.7	—	—	—
	ML-11	202	19			0.7	0.5	0.8	0.3	1.4	0.4		21	0.9			
	PCB-11	(62)	(2)			(0.2)	(0.1)	(0.3)	(0.1)	(0.6)	(0.1)		(6)	(0.4)			
		85-320	14-22			0.4-0.9	0.4-0.8	0.4-1.6	0.2-0.6	0.6-3.0	0.3-0.5	0.1-0.1	10-33	0.3-1.6			
Meunier noir	15	1070	44	—	T	0.4	0.4	0.5	0.4	1.8	0.4	0.2	12	0.5	—	—	—
		1118	45			0.4	0.4	0.5	0.4	1.8	0.4		12	0.5			
		(208)	(3)			(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.3)	(0.1)		(2)	(0.3)			
		760-1540	40-51			0.3-0.8	0.3-0.6	0.3-0.8	0.2-0.7	1.2-2.3	0.2-0.6	0.2-0.3	8-16	0.3-1.1			
Barbotte brune	7	390	30	—	—	0.5	0.3	0.7	0.3	2.2	0.4	—	15	0.5	—	—	—
		429	30			0.5	0.3	0.7	0.2	2.0	0.4		15	0.6			
		(183)	(4)			(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.7)	(0.1)		(2)	(0.2)			
		240-680	26-35			0.3-0.7	0.1-0.4	0.4-0.9	0.1-0.5	1.1-2.8	0.2-0.5	—	13-18	0.4-0.9			
Esturgeon de lac	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Achigan à grande bouche	1	710	33	—	—	—	—	—	0.3	—	—	—	—	—	—	—	—
Barbue de rivière	1	3910	66	—	—	—	—	—	0.7	—	—	—	—	—	—	—	—
Crapet de roche	6	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		148	19			—	—	—	0.4	—	—		—	—			
		(22)	(1)			—	—	—	(0.05)	—	—	—	—	—			
		115-175	18-20						0.4-0.4								
Doré noir	1	550	40	—	—	0.3	0.3	0.3	0.7	0.3	0.3	—	10	0.8	—	—	—
Lépisosté osseux	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ML-1	1073	81			0.4	0.3	1.0	0.8	1.3	0.2	—	19	—	—	—	—
		(142)	(2)						(0.2)			—					
		910-1160	78-84						0.7-1.1								
Maskinongé	1	1620	61	—	—	0.5	0.4	0.4	0.4	0.7	0.3	—	9	0.7	—	—	—
Poisson-castor	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		2400	59			—	—	—	2.1	—	—		—				
		—	—														
		2320-2480	58-60						0.5-3.7								
Suceur rouge	1	1060	45	—	—	—	—	—	0.3	—	—	—	—	—	—	—	—

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.15. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHELORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 6B - COULOIR FLUVIAL (RIVE SUD), CONTRECOEUR - STATION 14

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHELORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	14	1990	63	—	T	0.4	0.8	0.6	0.8	2.2	0.4	T	23	1.0	—	—	—
		1950	63			0.4	0.8	0.6	0.9	2.6	0.4		29	1.4			
		(861)	(10)			(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.3)	(1.5)	(0.1)		(16)	(0.9)			
		760-3600	50-88			0.3-0.6	0.6-1.0	0.4-1.3	0.5-1.5	1.2-7.0	0.4-0.6		T-T	16-75			
Doré jaune	2	805	44	—	—	0.5	1.0	0.7	0.5	2.6	0.5	—	16	0.8	—	—	—
		(92)	(1)			(0.01)	(0.05)	(0.1)	(0.01)	(1.6)	(0.01)		(3)	(0.1)			
		780-870	43-45			0.5-0.5	1.0-1.0	0.6-0.8	0.5-0.5	1.4-3.7	0.5-0.5		14-18	0.7-0.9			
Achigan à petite bouche	1	570	32	—	—	0.6	0.9	0.7	0.4	1.0	0.5	—	14	1.1	—	—	—
Perchaude	12 ML-8	395	28	—	T	0.4	0.8	0.8	0.5	1.5	0.4	0.1	14	0.5	—	—	—
		370	27			0.4	0.8	0.8	0.5	1.7	0.5		15	0.5			
		(91)	(3)			(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.6)	(0.1)		(2)	(0.2)			
230-500	23-31	0.3-0.6	0.7-1.1	0.6-1.0	0.3-0.7	1.1-2.7	0.3-0.7	0.1-0.2	13-17	0.3-0.9							
Crapet-soleil	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Meunier noir	4	1150	44	—	—	0.5	0.8	0.8	0.4	1.9	0.5	—	22	1.0	—	—	—
		1168	45			0.5	0.8	0.8	0.4	2.2	0.5		22	1.3			
		(155)	(2)			(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(1.1)	(0.05)		(6)	(1.1)			
1010-1360	42-47	0.4-0.6	0.7-1.0	0.6-0.9	0.4-0.5	1.3-3.8	0.4-0.5	17-29	0.5-2.9								
Barbotte brune	17	360	29	—	T	0.5	0.9	0.9	0.3	1.8	0.5	0.1	14	0.9	—	—	—
		357	29			0.5	0.9	0.9	0.2	1.7	0.5		14	0.8			
		(57)	(2)			(0.1)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.3)	(0.1)		(2)	(0.2)			
260-450	25-32	0.3-0.6	0.6-1.1	0.7-1.1	0.1-0.4	1.1-2.1	0.4-0.6	0.1-0.1	12-17	0.4-1.0							
Esturgeon de lac	14	850	56	—	—	0.3	0.9	0.8	0.3	3.7	0.5	—	14	0.9	—	—	—
		821	54			0.4	0.9	0.8	0.3	3.8	0.5		14	1.1			
		(239)	(5)			(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.1)	(0.8)	(0.1)		(2)	(0.7)			
440-1260	45-61	0.3-0.5	0.7-1.3	0.4-1.0	0.2-0.4	2.3-4.9	0.4-0.8	10-17	0.6-3.2								
Crapet de roche	1	225	20	—	—	—	—	—	0.5	—	—	—	—	—	—	—	—
Doré noir	1	440	36	—	—	0.5	0.9	0.5	0.9	1.3	0.4	—	12	0.8	—	—	—
Meunier rouge	1	460	32	—	—	—	—	—	0.3	—	—	—	—	—	—	—	—

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.16. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

SECTEUR 6B - COULOIR FLUVIAL (RIVE NORD), LAVALTRIE - STATION 15

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	5	1020	55	—	T	0.4	0.2	0.4	0.4	1.2	0.4	0.2	18	1.2	—	—	—
		1820	61			0.4	0.2	0.4	0.5	1.3	0.4		17	1.4			
		(1507)	(15)			(0.02)	(0.1)	(0.05)	(0.3)	(0.5)	(0.1)		(4)	(0.4)			
		640-4200	46-83			0.3-0.4	0.1-0.2	0.3-0.4	0.3-0.9	0.8-2.0	0.3-0.4		0.2-0.2	11-20			
Doré jaune	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		780	42			0.3	0.2	0.3	0.5	0.6	0.4		8	1.4			
		(453)	(7)			(0.05)	(0.1)	(0.01)	(0.2)	(0.1)	(0.0)		(1)	(0.8)			
		460-1100	37-47			0.3-0.4	0.1-0.2	0.3-0.3	0.4-0.6	0.5-0.7	0.4-0.4		7-9	0.8-2.0			
Achigan à petite bouche	10	400	28	—	—	0.4	0.9	0.5	0.2	1.7	0.6	—	13	1.1	—	—	—
		467	29			0.4	0.9	0.5	0.3	1.9	0.6		13	1.2			
		(220)	(4)			(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(1.0)	(0.1)		(2)	(0.5)			
		270-890	25-36			0.3-0.5	0.7-1.1	0.2-0.6	0.1-0.5	0.8-3.6	0.5-0.7		11-18	0.5-2.1			
Perchaude	15	300	26	—	T	0.6	1.3	0.7	0.2	2.6	0.7	0.2	18	0.7	—	—	—
		321	27			0.6	1.3	0.6	0.2	2.5	0.7		18	0.7			
		(73)	(2)			(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.1)	(0.5)	(0.1)		(2)	(0.2)			
		240-500	24-31			0.3-0.8	0.8-1.6	0.4-0.9	0.1-0.5	1.6-3.5	0.4-0.8		0.1-0.2	14-21			
Crapet-soleil	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Meunier noir	15	1010	42	—	T	0.3	0.6	0.5	0.3	1.3	0.4	0.3	10	1.5	—	—	—
		1010	42			0.3	0.5	0.5	0.3	1.5	0.4		11	1.5			
		(203)	(3)			(0.1)	(0.3)	(0.2)	(0.1)	(0.8)	(0.1)		(4)	(0.8)			
		720-1440	38-47			0.2-0.4	0.1-0.9	0.3-0.8	0.1-0.5	0.7-2.8	0.2-0.5		0.3-0.3	6-19			
Barbotte brune	10	355	29	—	—	0.4	1.0	0.7	0.2	2.5	0.6	—	14	1.4	—	—	—
		374	29			0.4	1.0	0.7	0.1	2.5	0.6		14	1.4			
		(90)	(2)			(0.1)	(0.2)	(0.2)	(0.05)	(0.7)	(0.1)		(2)	(0.6)			
		250-540	25-32			0.3-0.5	0.7-1.2	0.3-0.8	0.1-0.2	1.5-3.9	0.5-0.7		10-18	0.8-2.8			
Esturgeon de lac	14	1105	60	—	T	0.3	0.1	0.4	0.1	0.8	0.4	0.4	14	2.0	—	—	—
		1241	60			0.3	0.2	0.5	0.1	0.9	0.4		14	1.8			
		(664)	(10)			(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.05)	(0.3)	(0.1)		(3)	(0.6)			
		300-2830	41-77			0.2-0.4	0.1-0.3	0.3-0.7	0.01-0.1	0.5-1.3	0.3-0.5		0.3-0.5	10-19			
Crapet de roche	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		223	21			—	—	—	—	—	—		—				
		185-260	20-22						0.3-0.4								
Lotte	1	350	44	—	—	—	—	—	0.8	—	—	—	—	—	—	—	—
Meunier rouge	1	480	35	—	—	—	—	—	0.4	—	—	—	—	—	—	—	—
Suceur rouge	1	520	34	—	—	—	—	—	0.1	—	—	—	—	—	—	—	—

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.17. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAIR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

POISSONS				METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES							
ESPECES	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES				
Grand brochet	3	1340	60	—	T	0.4	0.7	0.4	0.5	1.4	0.3	0.1	11	0.3	—	—	—				
		1520	60			0.5	0.6	0.5	0.5	1.5	0.3		13	0.4							
		(904)	(11)			(0.2)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(1.1)	(0.1)		(7)	(0.2)							
		720-2500	50-71			0.3-0.7	0.4-0.9	0.4-0.6	0.3-0.6	0.4-2.6	0.2-0.4		0.1-0.2	8-21				0.3-0.6			
Doré jaune	17 ML-7	560	38	—	T	0.8	0.9	0.5	0.5	0.8	0.5	0.2	9	0.5	—	—	—				
		771	41			0.7	0.8	0.5	0.6	0.9	0.4		10	1.0							
		(574)	(7)			(0.2)	(0.5)	(0.1)	(0.2)	(0.4)	(0.2)		(2)	(0.7)							
		320-2750	32-59			0.4-0.8	0.1-1.2	0.4-0.6	0.3-1.1	0.5-1.5	0.04-0.5		0.1-0.5	7-12				0.4-2.7			
Achigan à petite bouche	17 ML-6	460	30	—	T	0.6	0.3	0.7	0.3	1.9	0.4	0.3	10	0.8	—	—	—				
		454	30			0.6	0.3	0.7	0.3	2.4	0.4		11	1.1							
		(102)	(2)			(0.2)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(1.7)	(0.05)		(2)	(0.8)							
		270-610	25-33			0.3-0.9	0.3-0.4	0.4-0.9	0.2-0.7	1.2-5.6	0.3-0.4		0.2-0.4	9-14				0.2-3.4			
Perchaude	11 ML-6	280	26	—	T	0.4	0.3	0.6	0.2	2.7	0.3	0.4	9	0.4	—	—	—				
		277	26			0.5	0.3	0.6	0.2	2.5	0.3		9	0.5							
		(33)	(1)			(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(1.0)	(0.1)		(3)	(0.2)							
		220-320	24-27			0.3-0.8	0.2-0.4	0.5-0.8	0.1-0.3	1.2-3.6	0.2-0.3		0.3-0.5	5-12				0.2-0.8			
Crapet-soleil	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—				
Meunier noir	15 ML-4	890	41	—	—	0.6	0.9	0.7	0.5	1.6	0.4	—	11	1.7	—	—	—				
		919	42			0.6	0.9	0.7	0.5	1.7	0.5		11	1.8							
		(156)	(3)			(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.3)	(0.1)		(2)	(1.3)							
		650-1190	37-47			0.5-0.6	0.7-1.0	0.6-0.8	0.3-0.6	1.4-2.2	0.4-0.7		9-13	0.4-4.5							
Barbotte brune	15 ML-4	330	29	—	T	0.3	0.2	0.6	0.3	1.6	0.2	0.4	10	1.6	—	—	—				
		361	29			0.3	0.2	0.6	0.2	1.9	0.2		9	1.8							
		(90)	(2)			(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.05)	(0.8)	(0.1)		(5)	(1.4)							
		250-570	26-33			0.2-0.4	0.1-0.4	0.5-0.7	0.1-0.2	1.3-3.0	0.04-0.3		0.3-0.4	3-13				0.3-4.8			
Esturgeon de lac	16 PCB-12	655	53	—	—	—	—	—	0.2	—	—	—	—	—	—	—	—				
		789	54						0.2									0.2	1.6	0.2	1.8
		(529)	(12)						(0.1)									(0.1)	(0.3)	(0.1)	(0.8)
		103-2050	28-72						0.1-0.4									0.1-0.4	1.1-3.1	1.1-3.1	
Barbue de rivière	15	953	43	—	—	—	—	—	0.2	—	—	—	—	—	—	—	—				
		(544)	(7)						(0.1)									(0.1)	(0.1)	(0.1)	(0.1)
		290-2430	31-57						0.1-0.3									0.1-0.3			
		—	—						—									—	—	—	—
Crapet de roche	4	245	22	—	—	—	—	—	0.5	—	—	—	—	—	—	—	—				
		(49)	(2)						(0.1)									(0.1)	(0.1)	(0.1)	
		185-285	20-24						0.3-0.6									0.3-0.6			
		—	—						—									—	—	—	—
Couette	1	240	24	—	—	—	—	—	0.1	—	—	—	—	—	—	—	—				
Doré noir	5	506	37	—	—	—	—	—	0.8	—	—	—	—	—	—	—	—				
		(218)	(5)						0.4									0.4	2.0	2.0	
		250-750	30-42						0.4-1.4									0.4-1.4	0.5-5.0	0.5-5.0	
		—	—						—									—	—	—	—
Bar-perche (gatte)	1	220	22	—	—	—	—	—	0.2	—	—	—	—	—	—	—	—				
Poisson-castor	1	1660	51	—	—	—	—	—	1.1	—	—	—	—	—	—	—	—				

Cd et Pb: 4 spécimens analysés par espèce

TABLEAU 2.18. CONCENTRATIONS (EN PPM) DE METAUX LOURDS ET DE COMPOSES ORGANOCHLORES DANS LA CHAR DES POISSONS DU FLEUVE SAINT-LAURENT. LES DONNEES SONT PRESENTEES SUR QUATRE LIGNES POUR CHAQUE PARAMETRE INDIQUANT LA MEDIANE, LA MOYENNE, L'ECART-TYPE ENTRE PARENTHESSES, ET LES VALEURS MINIMUMS ET MAXIMUMS

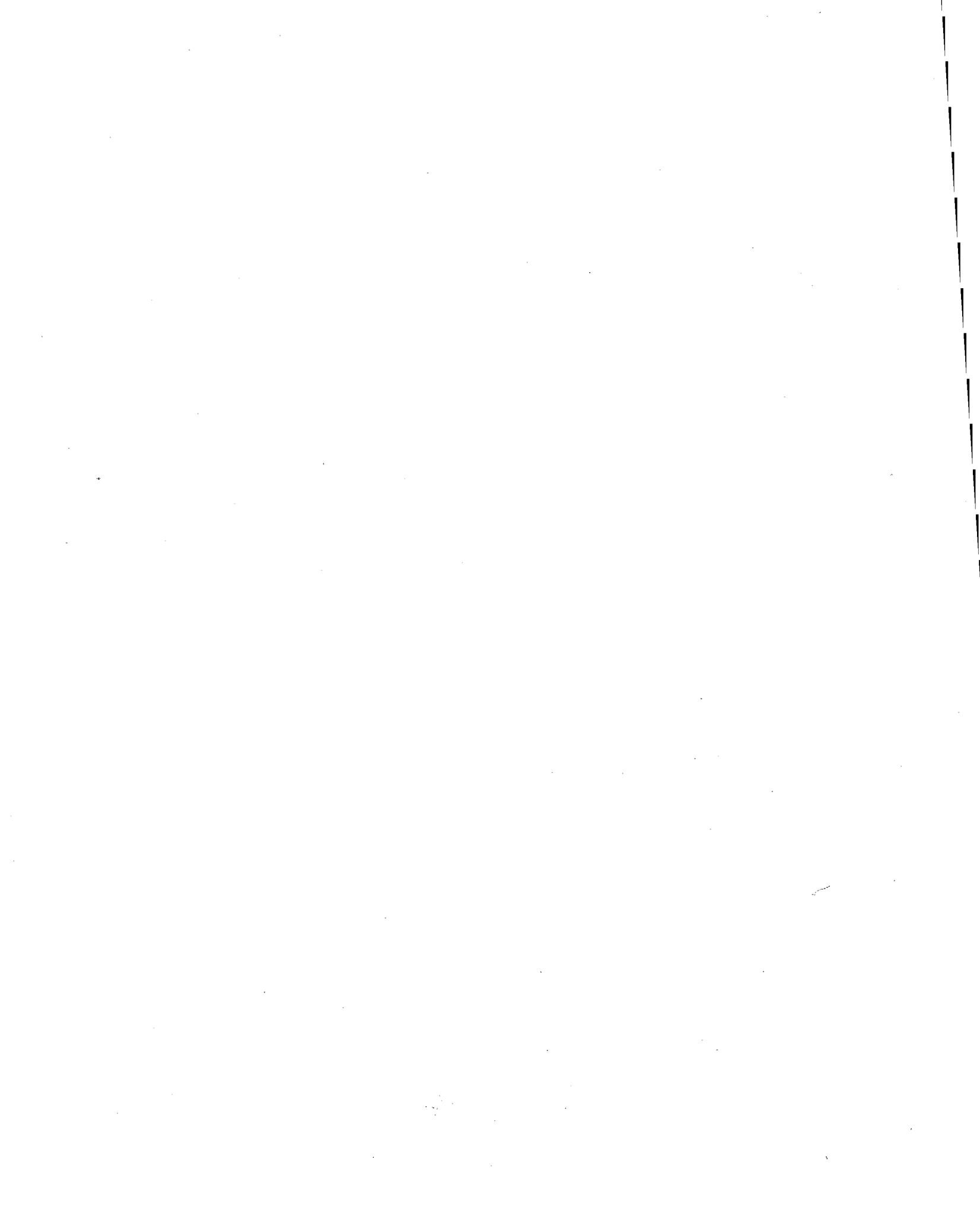
SECTEUR 3B - LAC SAINT-LOUIS, BATE DE VALOIS - STATION 17

ESPECES	POISSONS			METAUX LOURDS										COMPOSES ORGANOCHLORES			
	N. de spéc.	Poids (g)	Long. totale (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	PCB	DDT total	Diel-drine	AUTRES
Grand brochet	2 PCB-1	1345 (969) 660-2030	57 (16) 46-68	—	—	0.5 (0.1) 0.4-0.5	0.2 (0.1) 0.1-0.3	0.6 (0.01) 0.6-0.6	0.3 (0.1) 0.2-0.4	0.9 (0.1) 0.8-0.9	0.4 (0.05) 0.4-0.4	—	13 (5) 10-17	0.7	—	—	—
Doré jaune	5 PCB-2	550 522 (100) 360-600	38 38 (2) 34-40	—	T	0.8 0.8 (0.1) 0.6-1.0	0.4 0.4 (0.1) 0.3-0.5	0.7 0.8 (0.7) 0.3-2.0	0.4 0.5 (0.1) 0.3-0.6	0.9 0.9 (0.3) 0.6-1.2	0.5 0.5 (0.05) 0.4-0.5	0.2	14 13 (2) 10-15	— 0.9 (0.1) 0.8-1.0	—	—	—
Achigan à petite bouche	1	260	25	—	—	0.6	0.6	0.7	0.3	1.4	0.7	—	20	—	—	—	—
Perchaude	13 ML-12	260 257 (40) 190-330	26 26 (2) 24-33	—	—	1.0 0.9 (0.3) 0.4-1.2	0.5 0.4 (0.1) 0.2-0.6	0.7 0.6 (0.2) 0.3-0.9	0.3 0.3 (0.1) 0.2-0.7	1.9 2.0 (0.4) 1.3-2.9	0.5 0.5 (0.1) 0.4-0.6	—	15 15 (2) 11-18	0.6 0.8 (0.4) 0.4-1.8	—	—	—
Crapet-soleil	1	150	18.5	—	—	0.6	0.7	0.7	0.3	1.2	0.6	—	21	0.6	—	—	—
Meunier noir	1	1190	45	—	—	1.0	0.6	1.3	0.6	2.4	0.5	—	15	0.7	—	—	—
Barbotte brune	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Esturgeon de lac	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Crapet de roche	5	168 (14) 150-185	19 (0.6) 19-20	—	—	—	—	—	0.4 (0.1) 0.2-0.4	—	—	—	—	—	—	—	—
Meunier rouge	11	480 (86) 350-660	34 (2) 31-38	—	—	—	—	—	0.2 (0.1) 0.1-0.5	—	—	—	—	—	—	—	—
Suceur rouge	5	748 (293) 370-1080	39 (6) 31-45	—	—	—	—	—	0.4 (0.3) 0.2-0.8	—	—	—	—	—	—	—	—

Cd et Pb: 2 spécimens analysés par espèce

CHAPITRE III

Discussion



3 - DISCUSSION

3.1 - Généralités

Pour simplifier la discussion, nous avons divisé souvent les espèces principales en trois groupes: les piscivores (grand brochet et doré jaune), les benthivores (meunier noir et barbotte brune) et les insectivores (perchaude et crapet-soleil). Les piscivores atteignent une taille relativement grande et se nourrissent principalement de poissons. Les benthivores sont des poissons de fond et s'alimentent à partir d'organismes benthiques, comme les mollusques, les vers et les larves d'insectes. Les insectivores sont de petite taille et mangent surtout des larves d'insectes, bien que d'autres invertébrés et de très petits poissons fassent aussi partie de leur régime alimentaire. Mentionnons de plus que les deux espèces comprises dans un groupe ont généralement le même degré de contamination.

En ce qui concerne les espèces moins courantes (Tableau 1.1.3), nous n'avons pas trouvé des faits saillants. Les résultats conforment assez bien avec ceux des espèces principales de notre étude. Par exemple, les concentrations des contaminants chez le crapet de roche et le marigane noir sont très semblables à celles trouvées chez le crapet-soleil (Tableaux 3.4 et 3.6). Donc, en général, à partir des résultats pour le crapet-soleil nous pourrions inférer le degré de contamination chez les espèces semblables. De même façon, les suceurs sont très semblables aux meuniers (pour la nomenclature, voir tableau 1.1.4).

Malheureusement, nous n'avons pas assez de spécimens de maskinongé pour nous prononcer s'ils sont semblables aux brochets quant à leur

contamination. A première vue, les maskinongés semblent être moins contaminés par le mercure que les brochets (Tableau 2.2). Ceci est peut-être dû au fait que les maskinongés capturés pourraient être des spécimensensemencés (Mongeau et Massé, 1976); donc, ils étaient moins contaminés dès leur naissance que les brochets nés dans les eaux polluées.

Le poisson-castor est très contaminé par le mercure, souvent plus que le brochet (Tableaux 2.6, 2.7, 2.10 et 2.15), jusqu'à 4 ppm (st.4, lac des Deux Montagnes). La raison est possiblement son régime alimentaire: il est un prédateur piscivore. Il est peu probable qu'il soit plus contaminé à cause de sa longévité, puisque nos spécimens étaient d'une taille qui les place dans le même domaine d'âges que les brochets. Il n'y a pas de mise en garde pour la consommation des poissons-castors, puisqu'ils ne sont pas utilisés comme nourriture au Canada (Scott et Crossman, 1974).

Les lépisostés osseux, une espèce primitive comme le poisson-castor, sont aussi contaminés par le mercure que les brochets, bien que nous n'avons que peu de spécimens capturés (Tableaux 2.6 et 2.15). Encore, ce sont aussi des poissons piscivores.

Les laquaiches argentées, qui sont principalement insectivores et planctivores, sont semblables aux autres insectivores (perchaude et crapet), en ce qui concerne les métaux lourds. Mais elles sont plus contaminées par le mercure et les PCB (Tableaux 2.6 et 2.12).

Les barbues de rivière dans le lac des Deux Montagnes (Tableau 2.5) sont comparativement très contaminées par le DDT (sous forme de

p,p'-DDE), un maximum de 2.2 ppm a été trouvé. Le dieldrine n'y est pas exceptionnellement élevé, bien qu'une valeur de 0.1 ppm fusse enregistrée. La barbue est semblable à la barbotte brune en ce qui concerne les PCB, pour lesquelles elle est très contaminée. Les concentrations sont encore élevées même dans la région de Québec (jusqu'à 4.6 ppm), ce qui n'est pas le cas pour la barbotte.

Les résultats pour les espèces principales seront souvent discutés à l'aide d'histogrammes (Figures 3.2.1 à 3.2.9 et figure 3.3.1). Nous avons présenté à droite une série continue de stations entre Cornwall et Québec. Au moins en amont de Sorel, ces stations se trouvent typiquement dans les eaux claires provenant des Grands Lacs. A gauche, nous avons un système parallèle pour la région de Montréal, avec les stations qui sont localisées dans les eaux brunes provenant de la rivière des Outaouais. Les études physico-chimiques ont montré que ces deux masses d'eau ne se mélangent qu'en aval des Trois-Rivières (Pagé et Terreault, 1973; Béland et Pellerin, 1974) (Figure 3.1.1). La ligne horizontale présente dans le cas des métaux lourds la moyenne globale, et dans le cas du mercure et des PCB la norme gouvernementale pour la consommation.

Nous citerons souvent des valeurs pour les concentrations dans la chair des poissons des Grands Lacs; ces valeurs furent tirées de trois références: Lucas et al. (1970), Uthe and Bligh (1971) et Anon. (1977). Ces trois références ne seront pas toujours indiquées. Lorsque nous citons des valeurs rapportées dans la littérature, elles sont basées sur le poids humide de la chair; tout autre tissu sera indiqué.

Nous allons discuter contaminant par contaminant, en donnant un peu d'information de base (le mercure et les PCB un peu plus en détail), et ensuite, nous essaierons d'établir la signification de nos résultats, en terme de santé publique et en terme de santé aquatique. Malheureusement on connaît très peu l'effet des substances toxiques ambiantes sur les organismes dans leur milieu naturel, et encore moins la conséquence de la présence de ces substances dans les tissus, pour les organismes contaminés. De plus, puisque le but initial du projet était de déterminer la qualité des poissons pour la consommation humaine, notre étude a porté surtout sur la présence des contaminants dans la chair des poissons. Pourtant, la contamination des organes vitaux est souvent plus élevée et il semble qu'elle soit plus dangereuse pour le poisson que celle de la chair. On ne connaît pas non plus l'effet de cette contamination sur les prédateurs, comme les grands piscivores et les oiseaux ichthyophages. Toutefois, certaines études démontrent que des substances comme le DDT et les PCB causent déjà des effets nocifs chez les poissons et les oiseaux ichthyophages (Boelens and Rumsey, 1972; Dadswell, 1975; Task force, 1976).

Nous séparons, pour des raisons évidentes, les contaminants étudiés en deux groupes, les métaux lourds et les hydrocarbures organochlorés.

3.2 - Métaux lourds

Pour présenter un aperçu simplifié de la variation spatiale des métaux lourds (excluant le Hg) dans le fleuve nous avons combiné les

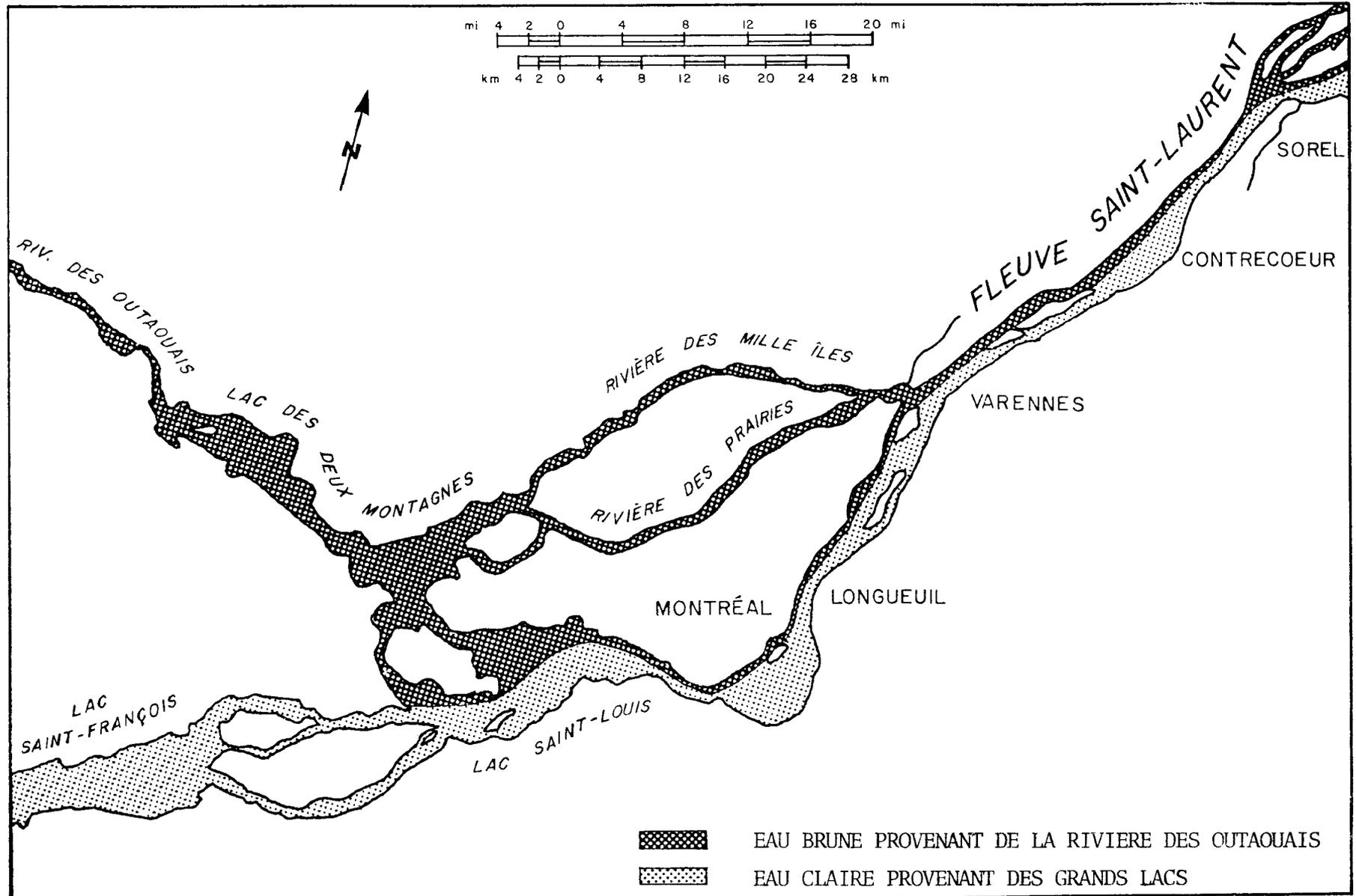
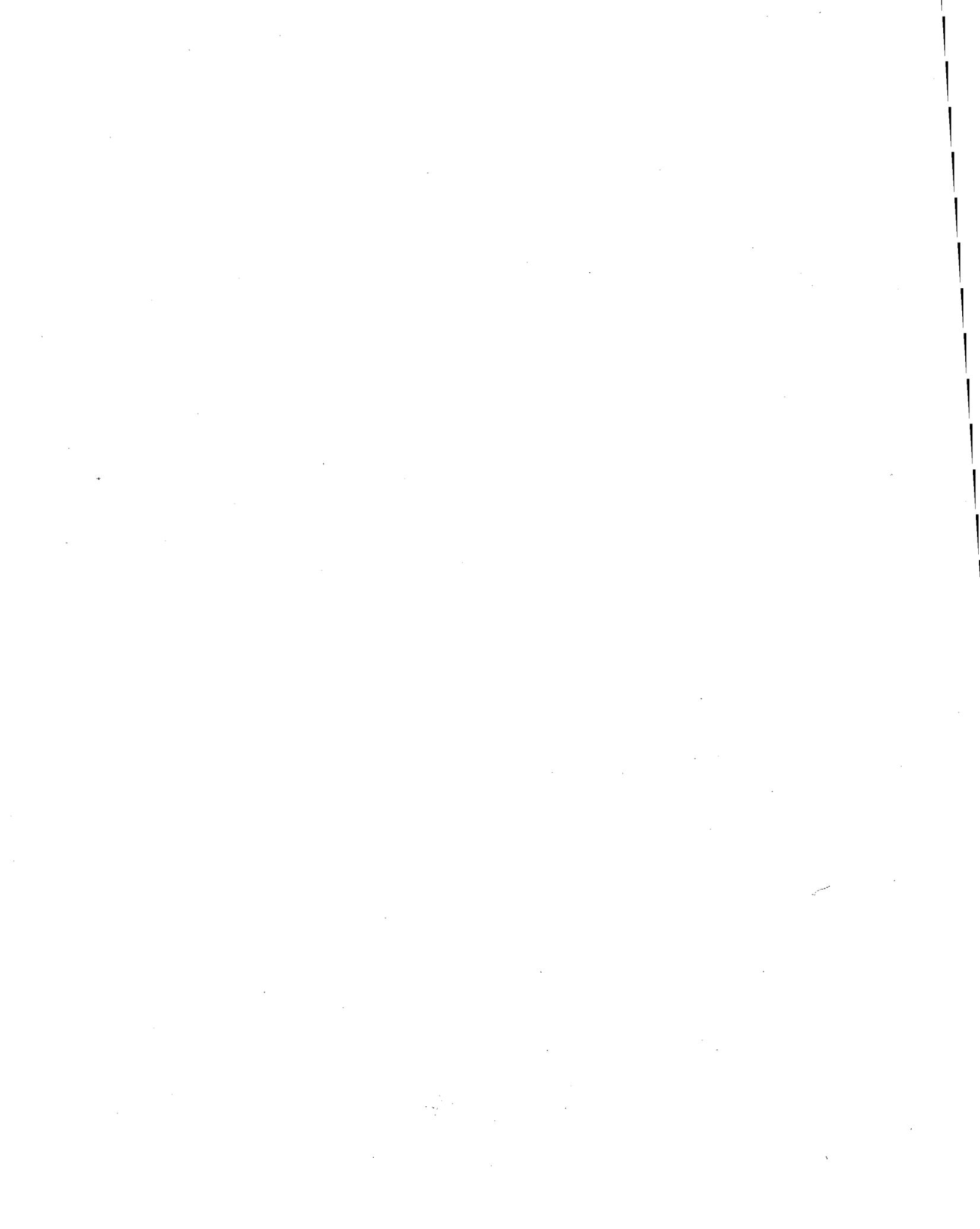


FIGURE 3.1.1 - Les deux types d'eau du fleuve Saint-Laurent



résultats pour les espèces principales (grand brochet, doré jaune, meunier noir, barbotte brune, perchaude et crapet-soleil) et calculé leurs moyennes. Les insectivores semblent être plus contaminés que les piscivores et les benthivores. Ceci a été confirmé statistiquement (F - test et t - test) dans le cas du chrome, cuivre, manganèse, nickel et zinc. Nous n'avons trouvé aucune régression entre la taille du poisson et la teneur en métaux lourds; les données étaient trop variables. Le mercure sera surtout discuté en fonction des trois groupes de poissons: piscivores, benthivores et insectivores, puisqu'il y a une grande différence entre les piscivores et les deux autres groupes.

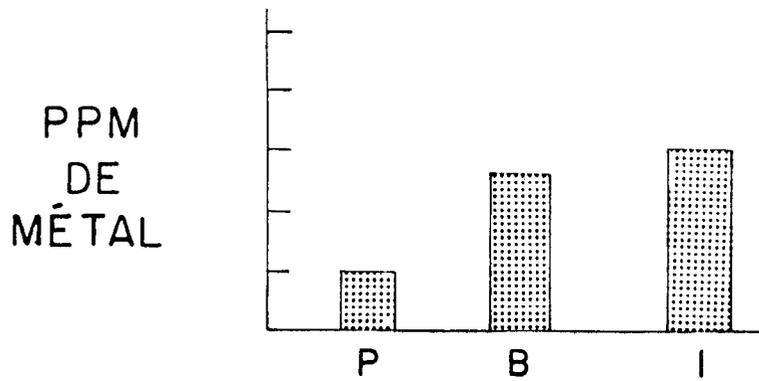
Il semble que la concentration des métaux lourds (excepté le mercure) dans la chair des poissons ne reflète pas toujours le degré de la pollution ambiante, surtout si l'on considère la teneur dans les sédiments. Nous n'avons trouvé aucune corrélation entre les taux de concentration chez les poissons et dans les sédiments. La teneur totale d'un métal dans les sédiments n'est pas nécessairement une indication de la disponibilité de ce métal pour les systèmes biologiques. On a trouvé que la forme chimique joue un très grand rôle dans la toxicité et biodisponibilité d'un métal (Brown, 1976). Par conséquent, les concentrations qu'on trouve chez les organismes (pas nécessairement dans la chair des poissons) pourraient être une meilleure indication de la biodisponibilité des métaux.

Quelques résultats préliminaires indiquent que, d'une façon générale les taux de concentration sont plus élevés dans les organes que dans la chair des poissons. Donc, il est possible que les concentra-

tions dans les organes soient une meilleure indication que celles dans la chair pour déceler la pollution ambiante dans le milieu. De plus, la contamination de la chair n'a pas nécessairement un effet toxique pour l'organisme, mais les concentrations dans les organes peuvent très bien atteindre un degré dangereux pour le poisson lui-même. Malheureusement, il y a très peu de recherche effectuée dans ce domaine. Par conséquent, nous ne pouvons pas suggérer des concentrations des métaux dans les tissus qui peuvent avoir un effet toxique sur l'organisme. Waldichuk (1974) fait une revue de certaines études rapportées dans la littérature. Il conclut que la contamination peut avoir des effets sublétaux au niveau d'activité enzymatique et hormonale, ainsi que d'autres fonctions physiologiques. Une conséquence peut être aussi que les poissons deviennent plus susceptibles aux infections bactériologiques (Pippy and Hare, 1969).

Nous avons observé qu'il n'y a pas d'augmentation des concentrations le long de la chaîne alimentaire dans le cas des métaux lourds (Figure 3.2.1). Le mercure en fait exception, probablement parce qu'il se trouve surtout sous forme méthylée dans les systèmes biologiques. Pour faciliter la discussion nous excluons le mercure des métaux lourds en le traitant à part. Donc, les insectivores (le crapet-soleil et la perchaude) s'avèrent les plus contaminés par les métaux lourds, tandis que les grands piscivores (le grand brochet et le doré jaune) ont les taux les moins élevés (Figure 3.2.1). Mathis and Cummings (1973) et Leland and McNurney (1974) n'ont pas observé une bioconcentration non plus. En outre des poissons, ils rapportent aussi des concentrations trouvées chez le benthos (larves d'insectes, vers et mollusques) et dans les sédiments. Si on se base sur leurs données et sur les nôtres, incluant les données sur les sédiments (Sérodès, 1977) et le benthos (Levasseur, 1977) du fleuve Saint-Laurent,

LES MÉTAUX LOURDS



LE MERCURE

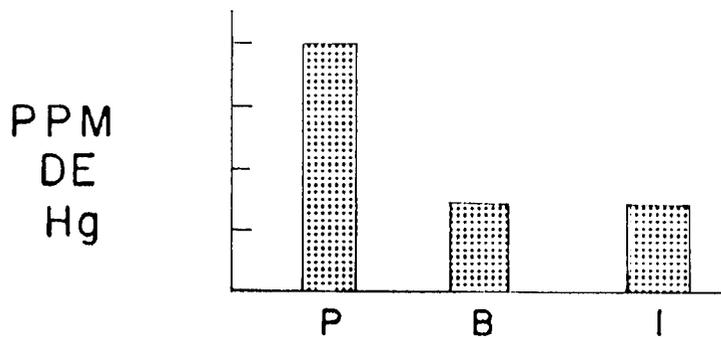
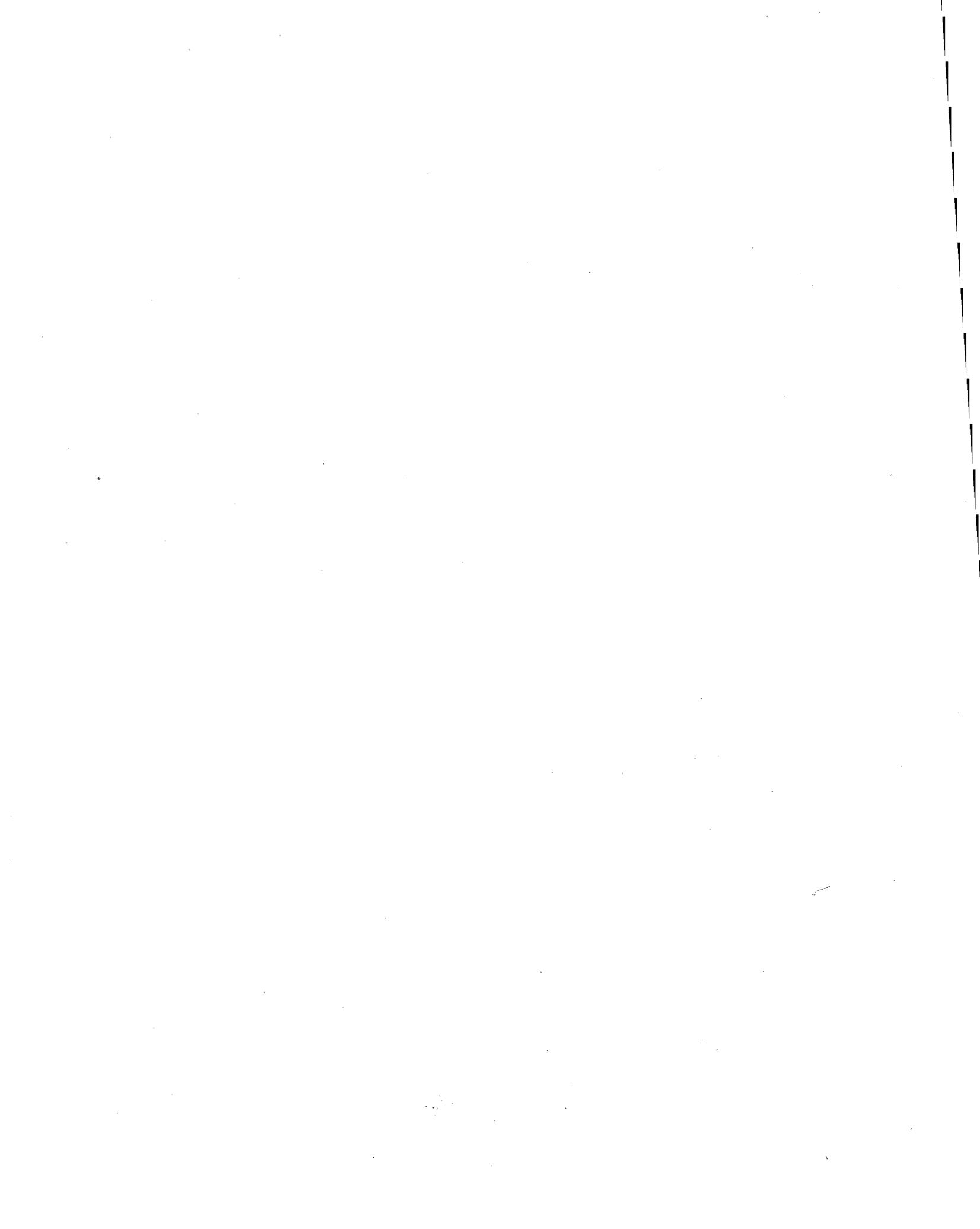


Figure 3.2.1 - Une représentation idéalisée de la répartition des métaux chez les divers groupes de poissons.
P = piscivores, B = benthivores et I = insectivores.



il appert que la concentration des métaux traces diminue de la façon suivante: sédiment > benthos >> poissons benthivores, omnivores et insectivores > grands piscivores.

Toutefois, plusieurs auteurs prétendent que les concentrations des métaux traces augmentent avec le degré de la chaîne alimentaire. Pourtant, il y a très peu de documentation disponible qui appuie cette affirmation (Burrel, 1975). Thomann et al. (1974) ont présenté un modèle d'accumulation du cadmium chez les organismes du lac Erié, qui implique bien une augmentation le long de la chaîne alimentaire. Bien qu'ils considèrent que leur modèle corresponde à des données réelles, nous sommes plutôt d'opinion contraire.

Par contre, il est toujours possible que les concentrations dans certains organes démontrent une bioconcentration le long de la chaîne alimentaire. Malheureusement, il y a trop peu de données sur cet aspect de la contamination pour établir si un tel phénomène existe.

L'absorption des métaux par les poissons (et par d'autres organismes) peut s'effectuer de deux façons:

- directement à partir de l'eau ambiante, e.g. par les branchies,
- par la nourriture, c'est-à-dire par le système digestif.

En général, l'absorption des métaux lourds à partir de l'eau est beaucoup plus efficace que celle à partir de la nourriture, étant donné que l'absorption dans l'intestin ne dépasse pas 10% pour les métaux non-essentiels. Bien que le pourcentage pour les métaux essentiels

puisse être plus élevé, étant donné que l'absorption est contrôlée physiologiquement (Schroeder, 1974); par exemple, jusqu'à 25% du chrome dans la nourriture peut être absorbé (NRCC, 1976). Par contre, ces métaux essentiels sont souvent excrétés plus facilement, lorsqu'ils se trouvent en excès.

Donc, une surface d'absorption relativement plus grande par rapport au corps total permettra une absorption plus élevée. La surface relative des branchies semble diminuer en fonction de l'augmentation de la taille des poissons (Fry, 1957). De plus, un métabolisme plus élevé impliquera souvent aussi un taux d'absorption plus élevé (de Freitas, 1976). En général, le taux du métabolisme est relativement plus élevé pour les petits organismes que pour les gros (Fry, 1957). Donc, les espèces plus petites, telles que le crapet-soleil et la perchaude, possèdent un taux métabolique relativement plus élevé et peut-être une surface relative de branchies plus grande que les grands poissons, tels que le grand brochet et le doré jaune. Il est possible que ceci explique partiellement pourquoi les petites espèces sont plus contaminées que les grandes.

Le mercure se trouve chez les poissons sous forme de méthyle de mercure, 80 - 100% (Westö, 1966; Kamps et al., 1972; Finreite and Reynolds, 1973). C'est probablement pourquoi son comportement diffère de celui des autres métaux lourds. Une augmentation le long de la chaîne alimentaire est évidente (Figure 3.2.1; voir aussi Jervelöv and Lann, 1971). Les grands piscivores (grand brochet et doré jaune) s'avèrent les plus contaminés. Ceci implique une absorption efficace à partir de l'eau ambiante. Le mercure méthylé est absorbé beaucoup plus efficacement et excrété plus lentement que le mercure inorganique (Hannerz, 1968; de Freitas, 1976a). Environ 80% du méthyle de mercu-

re dans la nourriture est absorbé par le poisson (de Freitas, 1976a). Donc, la concentration et la forme du mercure qui se trouve chez la proie sont critiques pour la bioaccumulation chez le prédateur. Puisque le mercure méthylisé dans la chair des poissons compte pour environ 95% du mercure total, alors qu'il ne dépasse pas 50% dans le benthos (Jernelöv and Lann, 1971; Hildebrand, 1976), les grands piscivores semblent être plus contaminés que les autres espèces principalement à cause de leur nourriture.

De plus, il y a évidemment l'absorption directe du mercure dans l'eau par les branchies et peut-être par l'épithélium en général. A ce sujet, Jernelöv and Lann (1971) prétendent que chez les grands piscivores l'absorption directe est moins importante que l'absorption par la nourriture, mais que c'est le contraire chez les benthivores. Le mercure dans l'eau se trouve surtout sous forme inorganique. La concentration du méthyle de mercure est minime (< 1 ng/l) et elle n'est pas connue exactement à cause des difficultés analytiques (Chau and Saitoh, 1973). Probablement, pour déterminer la voie d'accumulation la plus importante il faut connaître le rapport entre le mercure méthylisé dans l'eau et dans la nourriture.

Contrairement aux autres métaux lourds, nous avons trouvé une corrélation significative entre le taux du mercure total dans la chair des poissons et dans les sédiments. Donc, le mercure dans les poissons reflète souvent la pollution ambiante par ce métal, au moins dans le cas du fleuve Saint-Laurent. Toutefois, plusieurs auteurs n'ont pas trouvé cette sorte de corrélation, surtout quand on compare différents types d'eau.

Maintenant, nous allons discuter de chaque métal individuellement.

3.2.1 - Arsenic

L'arsenic est un métalloïde mais, la plupart du temps, il est considéré comme tel lorsqu'il est question de pollution. Il se trouve naturellement dans certains minéraux, dans les roches-mères, le charbon et dans le pétrole.

L'arsenic est utilisé comme biocide pour tuer les insectes, les mauvaises herbes et les plantes aquatiques; dans les médicaments, les teintures; dans la fabrication des céramiques, vitres et cuir et dans les alliages métalliques. Apparemment, il se trouve aussi à l'état d'impureté (jusqu'à 70 ppm) dans les détergents. Les sels arséniques sont très toxiques et s'accumulent dans l'organisme. De plus, ils peuvent causer le cancer de la peau et de l'estomac. Dans certains fruits de mer, la concentration atteint parfois jusqu'à 100 ppm, ce qui est excessif puisque la norme de consommation est de 5 ppm (McKee and Wolf, 1963, Ferguson and Gavis, 1972).

L'arsenic peut se trouver dans l'environnement sous plusieurs formes chimiques, dont des composés méthylés (Braman, 1975). La signification de ce phénomène n'est pas encore connue.

Nos poissons ont des taux bien en-dessous de la norme de 5 ppm pour la mise en marché, variant de 0.02 à 0.9 ppm (une seule valeur extrême de 1.5 ppm fut trouvée chez un doré, capturé à Grondines, station 10) et avec une moyenne globale de 0.2 ppm. Entre les espèces, il n'y a pas de différence significative (F - test). La répartition géographique (Figure 3.2.2) démontre des concentrations élevées en

aval des Trois-Rivières et les poissons provenant de la région de Québec sont les plus contaminés. Les raisons ne sont pas connues. Cependant, les sédiments de cette région sont les moins contaminés du fleuve (Sérodes, 1977).

Les concentrations chez les poissons du lac Ontario varient de 0.03 à 0.12 ppm (Traversy et al., 1975). Donc, ces poissons semblent être beaucoup moins contaminés que ceux du fleuve en aval de Montréal. Cependant, les poissons du lac Saint-François et du lac Saint-Louis ont à peu près le même degré de contamination.

Pakkala et al. (1972) ont trouvé des concentrations allant jusqu'à 0.5 ppm chez les poissons capturés dans les eaux de l'état de New York, alors que Uthe and Bligh (1971) en ont trouvées de 0.04 - 0.7 ppm dans la chair du brochet, de la perchaude et du corégone des Grands Lacs. Ces valeurs approchent plus nos valeurs.

Les différences entre les valeurs citées par plusieurs auteurs (même pour un même plan d'eau, e.g. le lac Ontario) pourraient s'expliquer partiellement par les différences des techniques analytiques. Evidemment, une unification des méthodes est nécessaire afin de comparer les résultats d'une région à l'autre.

Il ne semble pas que l'arsenic décelé dans nos poissons présente un problème pour la santé publique. Toutefois, ce métalloïde toxique s'accumule dans l'organisme, puisqu'il est difficilement excrété. Selon Ferguson and Gavis (1972), le danger pour la santé publique viendrait surtout de la contamination de l'eau potable et très peu de la consommation des poissons contaminés.

3.2.2 - Cobalt

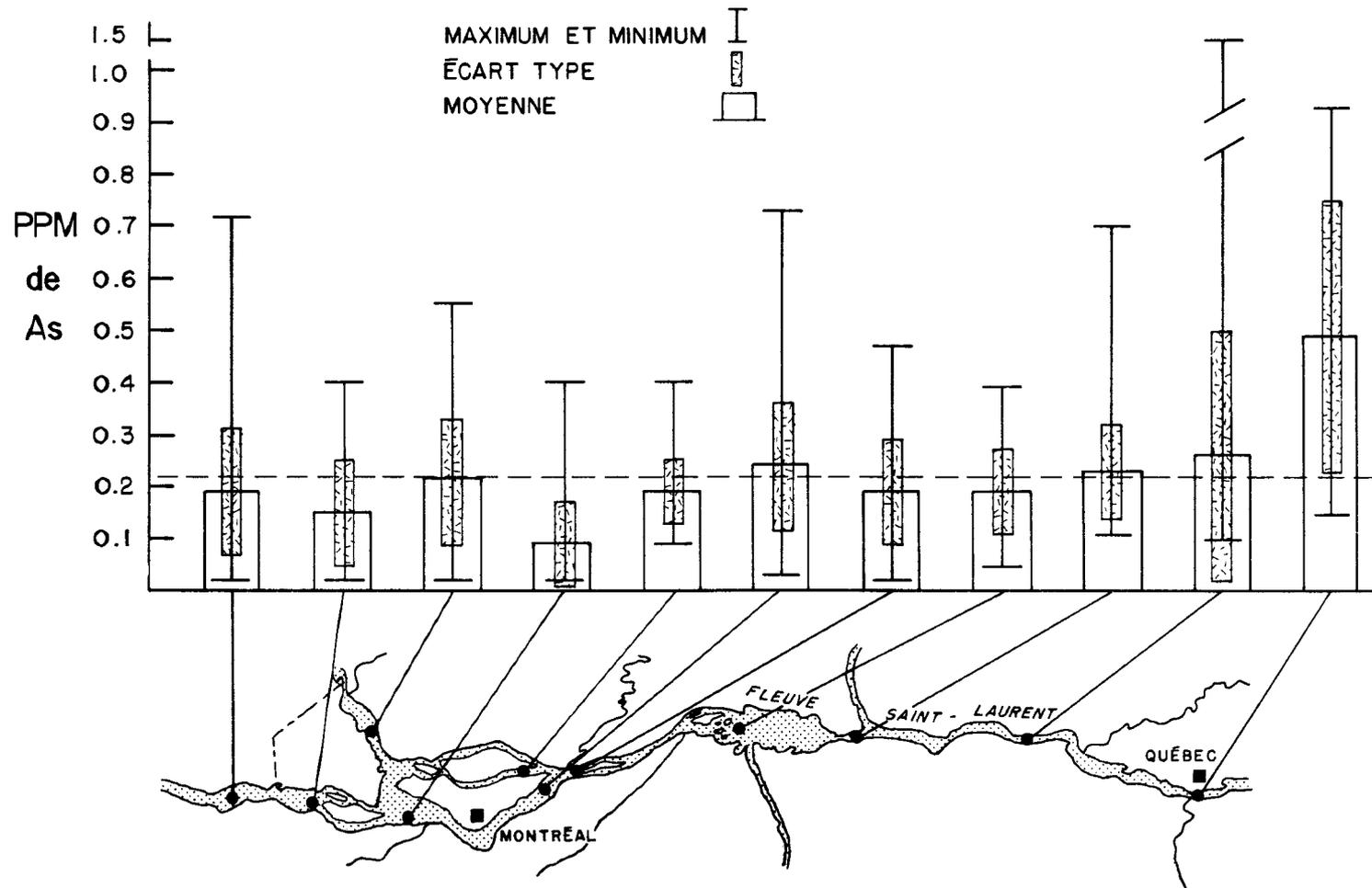
Le cobalt est utilisé principalement dans les alliages. Il est très peu toxique et, d'autre part, il est essentiel à la vie étant relié au processus physiologique de la vitamine B12. La diète normale est d'environ 200 µg par jour (McKee and Wolf, 1963). Il n'y a pas de norme pour la mise en marché.

Les concentrations dans nos poissons varient de 0.03 à 2.1 ppm, avec une moyenne globale de 0.5 ppm. Nous avons trouvé peu d'information sur la contamination des poissons par le cobalt dans la littérature scientifique; probablement parce qu'il n'est pas très toxique comparé à certains autres métaux.

Lucas et al., (1970) ont trouvé des concentrations très faibles de 0.03 ppm dans le doré du lac Michigan et du lac Supérieur. Ces auteurs sont d'avis que les concentrations de cobalt sont contrôlées par des facteurs physiologiques puisqu'il s'agit d'un élément qui est essentiel pour les poissons. Tong et al. (1972) rapportent une moyenne de 0.15 ppm (0.04 - 0.33) chez quelques espèces (maskinongé, achigan à petite bouche et doré jaune) de la section New-Yorkaise du fleuve Saint-Laurent. Donc, nos poissons sont un peu plus contaminés par le cobalt que ceux de certains autres endroits. Cependant, les concentrations citées de la littérature sont basées sur peu d'espèces et très peu de spécimens, ce qui rend la comparaison moins valable.

La variation spatiale de la contamination par ce métal chez nos poissons suggère que les régions du lac Saint-François, de la Baie de Valois et du bassin de Laprairie, sont plus contaminées qu'ailleurs (Figure 3.2.3).

FIGURE 3.2.2 - Moyennes, écarts-types et les valeurs minimums et maximums des concentrations d'arsenic dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent



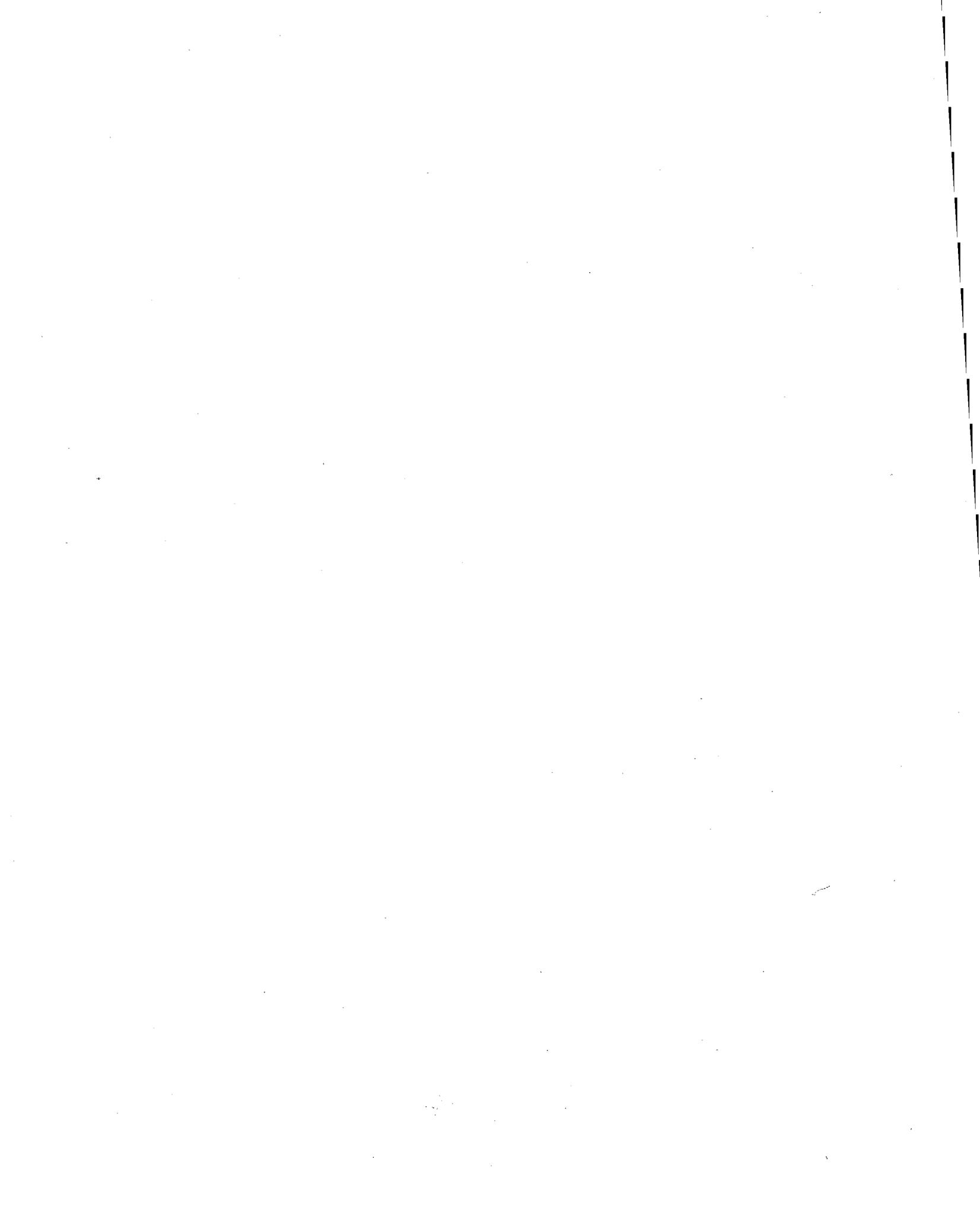
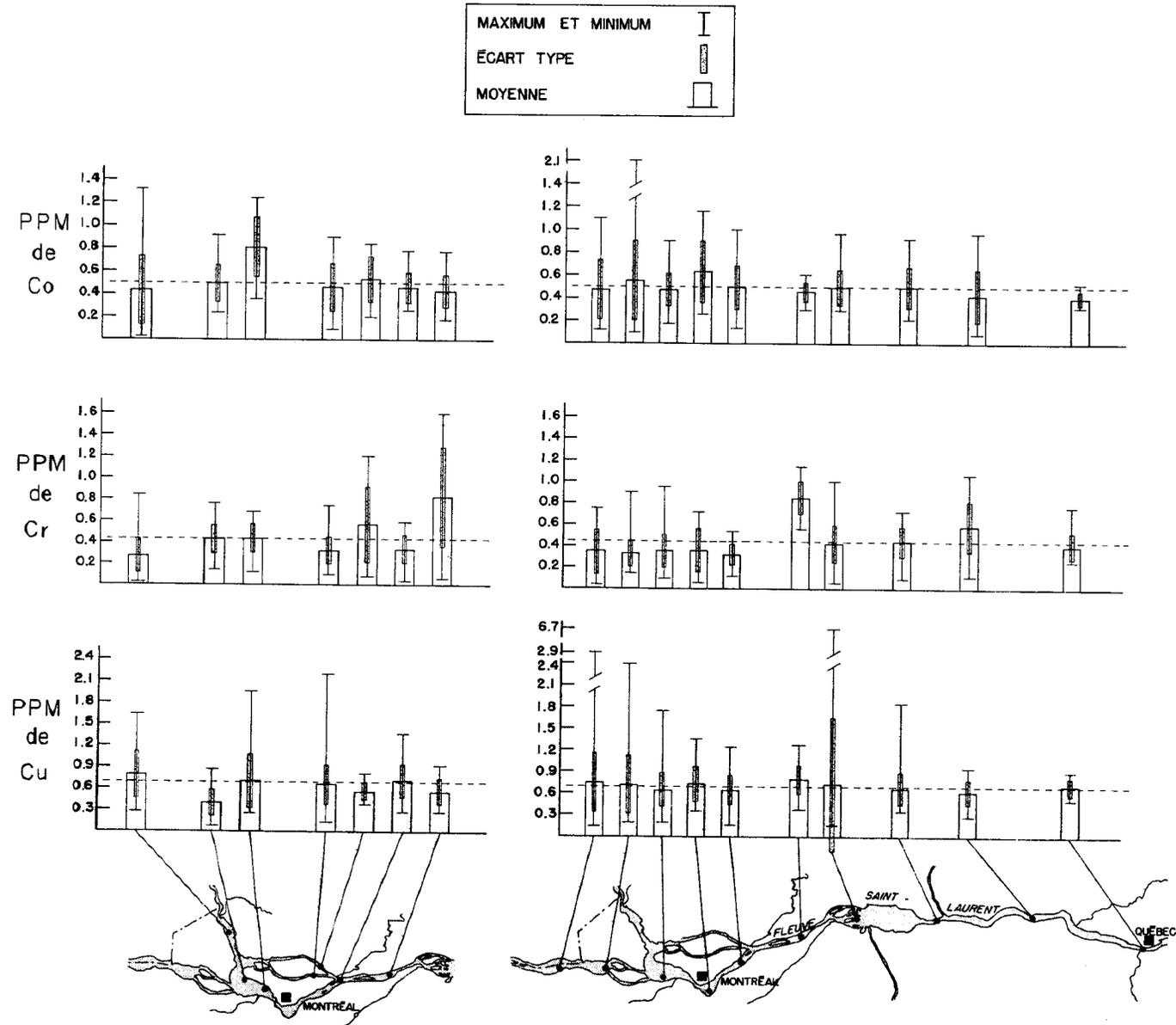
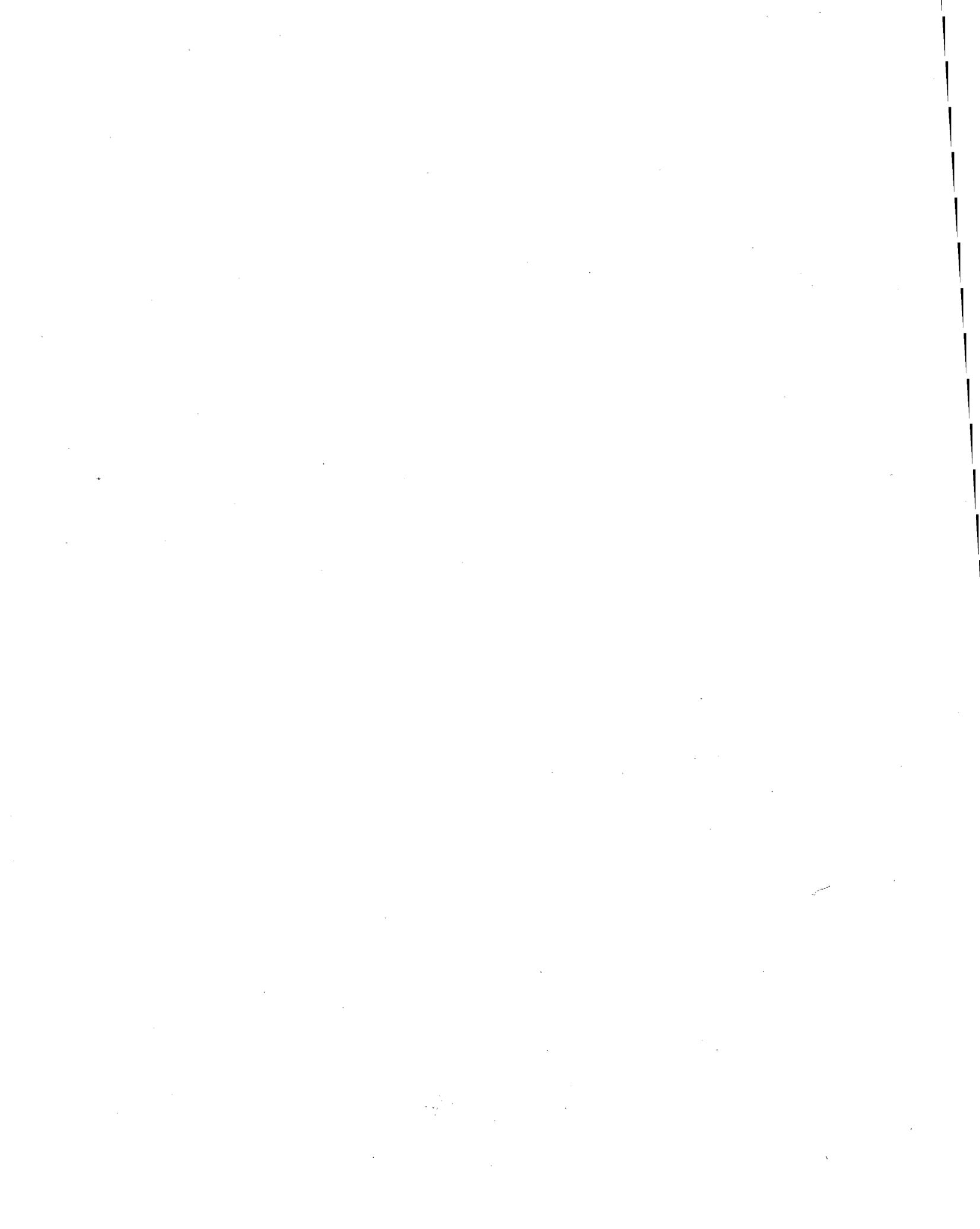


FIGURE 3.2.3 - Moyennes, écarts-types et les valeurs minimums et maximums des concentrations de cobalt, chrome et cuivre dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent





En général, le cobalt chez nos poissons, bien qu'un peu élevé, ne présente aucun problème pour la consommation humaine, d'autant plus que la toxicité pour l'homme est peu élevée. Toutefois, nous ne pouvons pas nous prononcer sur les effets de la présence de ce métal sur la vie aquatique.

3.2.3- Chrome

Le chrome est utilisé dans diverses industries: explosifs, papier, peinture, métallurgie et tannage. De plus, les bichromates sont employés comme anticorrosifs dans l'eau de refroidissement utilisée dans les centrales électriques. Ce métal existe sous forme de plusieurs ions dont le plus commun et le plus toxique est l'ion hexavalent (McKee and Wolf, 1963; NRCC, 1976).

Le chrome est un métal essentiel pour les systèmes biologiques; il se trouve normalement en quantité de traces dans l'eau naturelle. Cependant, sa présence en quantité un peu plus élevée peut causer des effets toxiques (NRCC, 1976). Il n'existe pas de norme gouvernementale pour la mise en marché des poissons contaminés par le chrome.

Les concentrations trouvées dans nos poissons varient entre 0.05 et 1.6 ppm avec une moyenne globale de 0.4 ppm. Chez les poissons des Grands Lacs, les taux sont moins élevés, variant de 0.02 à 0.05 ppm dans la chair (Uthe and Bligh, 1971) et de 0.9 à 1.6 ppm dans le poisson entier (Lucas et al., 1970).

Les poissons provenant de la région de Contrecoeur s'avèrent les plus contaminés, avec une moyenne de 0.8 ppm (Figure 3.2.3). Les industries de cette région pourraient être la source de cette pollution.

Les sédiments à Contrecoeur ne sont pas particulièrement plus contaminés par le chrome qu'ailleurs. C'est le secteur sud, en aval de Sorel, du lac Saint-Pierre, qui est le plus contaminé (Sérodes, 1977). Malheureusement, nous n'avons pas de spécimens provenant de cette dernière région pour vérifier si les concentrations chez les poissons reflètent cette contamination.

La concentration de chrome, dans la chair de nos poissons, qui reste inférieure à 2 ppm, ne présente aucun danger pour la consommation, d'autant plus que ce métal essentiel est excrété très rapidement, lorsqu'il se trouve en excès.

Bien que la pollution des poissons par le chrome ne pose aucun problème pour la santé publique, les concentrations de ce métal dans nos poissons indiquent une certaine pollution, laquelle pourrait être nuisible à divers échelons de la vie aquatique dans le fleuve. La région de Contrecoeur et, selon Sérodes (1977), surtout celle en aval de Sorel, dans le lac Saint-Pierre, devrait être particulièrement surveillée.

3.2.4- Cuivre

Les sources de contamination par le cuivre sont les industries minières, métallurgiques, électriques et électroniques, les pesticides à base de sels de cuivre, la corrosion des tuyaux constitués de ce métal, etc. (McKee and Wolf, 1963).

Le cuivre est aussi un métal essentiel, qui peut quand même être très toxique pour la vie aquatique (Anon., 1972a). La norme pour la mise en marché (Ministère de la Santé et du Bien-être social) est de

100 ppm, puisque la toxicité orale pour l'homme est relativement peu élevée. De plus, il ne s'accumule pas dans le système humain, mais est excrété rapidement.

Les concentrations trouvées chez nos poissons varient de 0.1 à 3 ppm (une valeur extrême de 6.7 ppm), avec une moyenne globale de 0.7 ppm. Ces valeurs sont parfois assez élevées, bien qu'elles ne soient qu'une fraction minime de la norme. Des poissons provenant des Grands Lacs ont des taux un peu moins élevés, 0.5 - 1.2 ppm. Malheureusement, il y a peu de données disponibles pour cette région. Mathis and Cummings (1973) n'ont trouvé que 0.1 à 0.2 ppm chez les poissons de la rivière Illinois. Donc, nos valeurs sont souvent un peu plus élevées qu'ailleurs, surtout celles entre 3 ppm et 6.7 ppm.

Nos poissons démontrent peu de variation spatiale (Figure 3.2.3), bien que le lac Saint-François, la Baie de Valois dans le lac Saint-Louis et le lac des Deux Montagnes semblent être un peu plus contaminés qu'ailleurs. Cependant, il n'y a aucune corrélation entre les taux dans les poissons et dans les sédiments.

Bien que les concentrations trouvées dans nos poissons indiquent une certaine contamination, il n'y a pas de danger pour la consommation humaine d'autant plus que la toxicité du cuivre dans la nourriture est peu élevée. Sa présence dans l'eau peut, toutefois, constituer un danger pour la vie aquatique, mais il est impossible de relier les concentrations dans la chair avec des effets délétères sur le poisson.

3.2.5- Mercur

Le mercure a l'honneur douteux d'être un des contaminants les plus renommés.

La contamination par ce métal a fait parler d'elle en plusieurs occasions: la maladie de minamata qui se manifestait pendant les années '50 au Japon, où l'intoxication était due au méthyle de mercure présent dans les poissons et les fruits de mer (Irukayama, 1966). Plus récemment, on a rapporté des taux alarmants de mercure dans les poissons du lac Saint-Clair et du lac Erié (Seagran, 1970), bien que depuis cette date les taux ont baissé considérablement (Anon., 1977); dans les poissons du Saskatchewan (Wobeser et al., 1970) ainsi que dans ceux du nord-ouest de l'Ontario (Fimreite and Reynolds, 1973). Des problèmes semblables ont été rapportés en Suède, où aussi beaucoup de recherches ont été effectuées sur le sujet (Jernelöv et al., 1975). Plus près de nous, on a soulevé les problèmes de cette contamination pour le nord-ouest du Québec (Anon., 1972b; Anon., 1976). De même, la population de la région de Montréal fut sensibilisée, par la presse, sur le fait que les poissons du fleuve Saint-Laurent sont contaminés par le mercure, e.g. La Presse du 25 février 1976.

Malgré les nombreuses études effectuées sur le sujet, le problème de la pollution par le mercure, qui est très complexe, n'est pas encore complètement résolu. Mentionnons les articles par Gavis and Ferguson (1972) et D'Itri (1973a) qui traitent du comportement du mercure dans le milieu, ainsi que celui de Fagerström and Jernelöv (1972) sur l'écologie chimique du mercure. Robinson and Scott (1974) ont publié une bibliographie sur le mercure dans l'environnement. Jernelöv et al., (1975) ont présenté une synthèse des recherches les plus importantes effectuées en Suède. Le dernier rapport sur la présence du mercure dans le nord-ouest québécois donne aussi un bon aperçu général du sujet (Anon., 1976).

Une source d'importance majeure de mercure comme polluant est l'industrie du chlore-alcali qui utilise le mercure comme électrode et capteur de soude sous forme d'amalgame (voir Gregory, 1974, pour une description du procédé utilisant la cellule à mercure et de celui utilisant la cellule à diaphragme). D'autres sources sont les instruments scientifiques et électriques, l'obturation des dents (Stöfen, 1974), l'usage des combustibles fossiles, et certaines activités industrielles et domestiques. Dans l'industrie des pâtes à papier, les organo-mercures étaient autrefois utilisés comme biocides, ainsi que dans l'agriculture pour protéger, respectivement, les pâtes et les graines de semence contre les moisissures. Les organo-mercures se trouvent aussi dans les produits pharmaceutiques et dans les résidus de certaines usines de plastique, où ils sont utilisés comme catalyseurs (McKee and Wolf, 1963; Fimreite, 1970; USGS, 1970; Gavis and Ferguson, 1972; D'Itri, 1973b; Anon., 1976; Elliot et al., 1976).

Cependant, la géologie d'une région peut influencer la quantité de mercure dans le milieu. La contamination de certaines régions non-industrialisées pourrait s'expliquer de cette façon ou encore par un apport atmosphérique (Cameron and Jonasson, 1972; Landner and Larson, 1972; Bumbaco et al., 1973; Smith et al., 1972; Anon., 1976). Le mercure comme minéral se trouve le plus souvent comme cinabre (HgS) et très peu à l'état d'élément.

En général, les concentrations chez les poissons dulcicoles dans les régions non-affectées par le mercure sont de l'ordre de moins de 0.1 ppm de Hg (Huckabee et al., 1974), tandis que dans les régions industrialisées elles sont de 0.4 à 1 ppm, et parfois jusqu'à 5 et même 10 ppm (Gavis and Ferguson, 1972). Chez les poissons marins océ-

aniques les concentrations peuvent être aussi élevées que chez les poissons d'eau douce, surtout chez les grands piscivores tels que les thons et les espadons. Toutefois, on peut considérer comme naturelles de telles concentrations en ce sens qu'elles ne sont pas attribuables à la pollution par l'homme (Kamps et al., 1972; Peterson et al., 1973; Schroeder, 1974). En effet, la quantité de mercure, provenant des activités humaines, qui aboutit dans l'océan est négligeable comparée à ce qui est déjà présent dans le milieu marin, bien qu'il puisse exister certaines pollutions locales dans les estuaires et le long des côtes (Peterson et al., 1973; Schroeder, 1974).

Le mercure qui se trouve dans le milieu aquatique est généralement adsorbé sur des particules organiques ou inorganiques en suspension. De cette façon il est accumulé dans les sédiments, et on le retrouve le plus souvent à une concentration inférieure à 0.1 ppb dans l'eau (Wershaw, 1970). Pour cette raison, autrefois, on s'inquiétait très peu de la présence du mercure dans l'eau parce qu'on pensait qu'une fois que le mercure était emmagasiné dans les sédiments il n'y avait plus aucun danger. De plus, en cas où il y aurait eu remise en circulation, on pensait que le facteur dilution serait tellement grand que le mercure ne poserait aucun problème.

Jensen and Jernelöv (1969) ont démontré la fausseté de cette hypothèse. Ils ont trouvé que le mercure inorganique peut être transformé en mercure méthylique par certains microbes contenus dans les sédiments. De cette façon, le mercure est remis en circulation. Les mécanismes de cette méthylation sont complexes et plusieurs ont été proposés (D'Itri, 1973a). Les facteurs qui influencent cette action sont, par exemple, la nature de la population microbienne, la présence

de la pollution organique, la concentration en mercure, la température, le pH et plusieurs autres facteurs physico-chimiques.

La méthylation dans l'environnement semble avoir lieu surtout dans des conditions aérobies puisque la présence de S^{2-} l'inhibe. Pour cette raison, le mercure devient de moins en moins disponible lorsque les sédiments deviennent anaérobies (Fagerström and Jernelöv, 1972). Toutefois, une macrofaune benthique appropriée rend les sédiments aérobies à une plus grande profondeur et ceci a pour effet de remettre le mercure en disponibilité pour la méthylation.

Les produits de la méthylation biologique peuvent être le mono- ou le diméthyle de mercure, dépendant surtout du pH et aussi de la concentration de mercure (Wood et al., 1968). Un pH acide favorise la formation du méthyle de mercure, CH_3Hg^+ (Fagerström and Jernelöv, 1972).

Le monométhyle est soluble dans l'eau mais encore davantage dans les lipides (Hughes, 1957), et conséquemment, il est absorbé rapidement par les organismes. Le diméthyle de mercure, CH_3HgCH_3 , se forme surtout lorsque le pH est alcalin et il est très peu soluble dans l'eau. A cause de sa volatilité, il disparaît probablement dans l'atmosphère ou, encore, il est dégradé en monométhyle de mercure si les conditions sont un peu plus acides (Wood et al., 1968).

En général, il est supposé que la méthylation a lieu surtout dans les sédiments. Toutefois, il est fort possible que ce procédé s'effectue sur les particules en suspension à un taux plus élevé (Jernelöv and Lann, 1973). Par conséquent, les sédiments ne sont pas nécessairement la source majeure du méthyle de mercure. Ceci explique

peut-être pourquoi, chez les organismes benthiques, le pourcentage du mercure total qui se trouve sous forme méthylée ne dépasse pas 50% (Jernelöv and Lann, 1971; Hildebrand, 1976). Chez les poissons, la proportion est au-dessus de 80% atteignant souvent presque 100%. De plus, on a trouvé que les concentrations de mercure chez les poissons du lac Saint-Clair (en Ontario) ont baissé considérablement depuis que les déversements du mercure ont été réduits au début des années '70, bien que les sédiments sont encore contaminés (Anon., 1977).

On a noté la présence de bactéries dans l'environnement, qui sont capables de déméthyliser le mercure (Spangler et al., 1973). La signification de ce procédé en ce qui concerne la contamination par le mercure est difficile à évaluer.

Si l'on considère le Hg identifié dans les poissons, on se rend compte que 80 - 100% se trouve sous forme de monométhyle de mercure (Westöo, 1966, Kamps et al., 1972; Fimreite and Reynolds, 1973). On ignore si le poisson lui-même peut convertir le mercure inorganique en méthyle de mercure mais les micro-organismes de l'intestin et ceux de la peau (dans l'humeur visqueuse) peuvent exécuter cette opération (Jernelöv and Lann, 1971). Il s'ensuit que, outre la méthylation dans les sédiments, il peut aussi y en avoir une autre chez les poissons par leurs bactéries.

Jernelöv and Lann (1973) ont présenté un compte rendu pour le mercure total et méthylé dans le milieu aquatique:

	% du Hg total	% du Hg méthylé
sédiments	90 - 99	1 - 10
eau	1 - 10	1
biota	1	90 - 99

Le mercure méthylé ne représente qu'une fraction minime du mercure total dans l'environnement. Toutefois, le méthyle de mercure a une importance majeure à cause de sa grande toxicité et de sa bioconcentration le long de la chaîne alimentaire.

Dans ce rapport nous n'avons pas l'intention de donner une longue description de toutes les horreurs de l'intoxication par le méthyle de mercure, ni d'exposer les dangers (réels ou exagérés) de la pollution par ce métal au Québec, ce qui a été déjà fait suffisamment (Provost, 1975; Barbeau et al., 1976; Elliot et al., 1976). Mentionnons que le métal comme tel est volatil et l'aspiration des vapeurs a des effets toxiques (Schroeder, 1974). D'autre part, les organo-mercures sont beaucoup plus toxiques. Le méthyle de mercure est un des plus dangereux. Les concentrations mortelles pour les poissons peuvent varier considérablement: 0.25 - 25 ppm pour des courtes durées d'expositions de 24 - 120 heures, et 0.1 - 0.2 ppb à long terme (McKee and Wolf, 1963; Anon., 1972a). Toutefois, il n'y a que peu d'information au sujet de l'effet des concentrations dans la chair sur la santé du poisson (voir Conclusions et Recommandations).

Chez l'homme, la consommation des poissons contaminés peut engendrer une intoxication chronique. Katz and Krenkel (1972) et Barbeau et al., (1976) traitent des aspects cliniques de l'empoisonnement par le mercure. Le méthyle de mercure pénètre facilement dans le système nerveux central et effectue une destruction graduelle mais irréversible du tissu nerveux. Cette intoxication lente se manifeste, par exemple, par une restriction concentrique du champ visuel et même par la cécité, par une diminution de la coordination musculaire et par la paralysie. On sait également que le méthyle de mercure traverse le

placenta et peut, de cette façon, contaminer le foetus, lequel est beaucoup plus sensible que l'être après sa naissance. Il y a sans doute aussi d'autres effets plus subtils mais ils ne sont pas connus.

Par ailleurs, chose étrange, la présence d'un autre contaminant dangereux, le sélénium, dans les poissons semble avoir pour effet de diminuer la toxicité du mercure présent dans la nourriture (Ganther et al., 1972; Taub, 1973). Malheureusement, peu est connu à ce sujet.

Le méthyle de mercure est plus toxique, absorbé plus rapidement et plus mobile au point de vue biologique que le mercure inorganique. En effet, même si le mercure inorganique peut être absorbé par les poissons, les taux d'accumulation et d'excrétion ainsi que les concentrations dans les divers organes sont différents de ceux du mercure organique (Hannerz, 1968). Le mercure organique et tout particulièrement le mercure monométhyle s'accumule dans les muscles (la chair), le système nerveux, le foie et les reins des poissons (Jernelöv and Lann, 1971), et une fois accumulé, il s'avère très stable puisque sa demi-vie biologique peut varier entre 100 et 1000 jours (D'Itri, 1973a). Johnels et al., (1967) sont d'avis que l'accumulation s'effectue davantage dans les muscles (le coeur y compris) tandis que Suzuki et al., (1973) rapportent que, dans les poissons marins, l'accumulation a surtout lieu dans le foie et les reins. Bäckström (1969) a démontré que le méthyle de mercure s'accumule principalement dans les muscles et le cerveau, tandis que le mercure inorganique se trouve surtout dans le foie, les reins et la rate pour être excrété assez rapidement. Selon quelques résultats de notre étude, nous avons trouvé que ce sont les muscles qui accumulent le plus de mercure (Tableau 3.3.4).

A cause de la grande toxicité du méthyle de mercure, le gouvernement du Canada (Ministère de la Santé nationale et du Bien-être

social) a établi comme norme acceptable, pour la mise en marché des poissons, une concentration de 0.5 ppm. D'autres pays, comme la Suède, ont fixé cette norme à 1 ppm. Il est à noter que le nombre de ppm représente le mercure total, et non seulement le mercure organique, contenu dans la chair (poids humide) des poissons; il en est ainsi parce que le méthyle de mercure représente environ 90% du mercure total présent chez les poissons et, de plus, ce dernier est le plus facile à analyser.

La sensibilité aux effets du mercure diffère d'une personne à l'autre; l'Institut National Suédois de la santé publique a estimé que chez les individus les plus sensibles, une concentration de 0.2 µg/g de Hg dans le sang suffit pour que des symptômes cliniques paraissent. Dans l'établissement des normes, on a utilisé cette base en y appliquant un facteur de sécurité de dix, ce qui rend le taux acceptable à 0.02 µg/g. Cette concentration peut être atteinte par une absorption de 0.30 mg de Hg par jour étant donné que la demi-vie du mercure chez l'homme est d'environ 70 - 90 jours (résumé par Peterson et al., 1973 et Abernathy et al., 1975). Ainsi, une diète d'environ 200 g de poisson par semaine contenant 1 ppm de Hg (norme suédoise) et d'environ 400 g de poisson par semaine à une concentration de 0.5 ppm (norme canadienne) est acceptable.

Finch (1973) suggère que la norme serait plus réaliste à 1.5 ppm, puisque les nord-américains mangent, en général, peu de poissons provenant de l'eau douce.

Une proportion importante de nos poissons dépassent la norme établie (Tableau 3.2.1). Les grands prédateurs, ou piscivores comme

le brochet et le doré, qui sont au sommet de la pyramide trophique et très recherchés par les pêcheurs sportifs, sont les plus contaminés; leurs taux de mercure s'étalent entre 0.1 et 3.5 ppm. Ces valeurs sont comparables à celles rapportées par d'autres chercheurs, e.g. Johnels et al., (1967), en Suède; Kamps et al., (1972), aux États-Unis et pour le lac Ontario (Anon., 1977). Cependant, il existe des régions où les taux sont encore plus élevés. Ainsi, Finreite and Reynolds (1973) ont rapporté un taux maximum de 27 ppm dans le nord-ouest de l'Ontario, et Westöo (1967) a trouvé des taux de 5 à 10 ppm en Suède. Wobeser et al., (1970) rapportent des concentrations jusqu'à 12 ppm chez les poissons de certaines régions de la Saskatchewan tandis que les concentrations trouvées dans le nord-ouest du Québec montent jusqu'à 5 ppm (Anon., 1976).

Les poissons qui ont été capturés dans les eaux claires provenant des Grands lacs dans la région de Montréal sont les plus contaminés (Figure 3.2A). Surtout ceux du lac Saint-Louis (rive sud) et du bassin de Laprairie s'avèrent extrêmement contaminés. Une source majeure de cette pollution est sans doute l'usine Chlor-Alkali qui se trouve à Beauharnois. Les poissons capturés dans les eaux brunes provenant de la rivière des Outaouais dans la région de Montréal sont beaucoup moins contaminés, même ceux de la rive nord du lac Saint-Louis (les poissons de la rive sud sont les plus contaminés que nous ayons trouvés).

On voit que pour les trois groupes, ce sont les piscivores (grand brochet et doré jaune) qui s'avèrent les plus contaminés (Figure 3.2A). Dans les eaux claires de Montréal, les moyennes sont bien au-dessus de la norme de 0.5 ppm. La situation s'améliore vers

Tableau 3.2.1 - Moyennes ajustées et valeurs maximales indiquées entre parenthèses, des concentrations de mercure (en ppm) dans la chair des poissons capturés. La longueur du poisson standard est indiquée en-dessous du nom d'espèce (technique d'analyse de covariance).

Espèces	Stations (localisation dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1)																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Grand brochet 55 cm	0.6 (1.2)	0.6 (1.7)	1.2 (5.5)	0.4 (0.6)	0.6 (1.2)	0.5 (1.0)	0.5 (0.4)	0.5 (0.8)	0.6 (1.7)	0.3 (0.4)	0.4 (0.5)	--	0.4 (0.7)	0.8 (1.5)	0.4 (0.9)	0.4 (0.6)	0.3 (0.4)
Doré jaune 40 cm	0.6 (1.7)	0.9 (2.5)	0.8 (1.2)	0.6 (1.6)	0.6 (1.0)	0.7 (1.1)	0.6 (0.9)	0.5 (1.1)	0.5 (0.8)	0.7 (2.5)	0.5 (0.7)	0.9 (1.8)	0.5 (0.9)	0.4 (0.5)	0.5 (0.6)	0.6 (1.1)	0.5 (0.6)
Achigan à petite bouche 50 cm	0.5 (0.5)	0.3 (0.6)	0.7 (1.2)	0.4 (0.5)	0.8 (--)	0.5 (--)	0.4 (0.6)	--	0.4 (0.6)	0.5 (0.5)	0.4 (0.4)	1.1 (1.9)	0.5 (1.0)	0.4 (--)	0.3 (0.5)	0.3 (0.7)	0.4 (--)
Meunier noir 42 cm	0.4 (0.6)	0.3 (0.6)	0.4 (0.9)	0.4 (0.7)	0.4 (0.7)	0.2 (0.4)	0.3 (0.5)	0.4 (0.6)	0.3 (0.6)	0.5 (0.6)	0.4 (--)	0.6 (1.0)	0.4 (0.7)	0.4 (0.5)	0.3 (0.5)	0.5 (0.6)	0.6 (--)
Barbotte brune 28 cm	0.2 (0.5)	0.2 (0.2)	0.5 (0.6)	0.5 (0.5)	0.2 (0.5)	0.2 (0.5)	0.2 (0.5)	0.1 (0.2)	0.1 (0.2)	0.2 (--)	--	--	0.2 (0.5)	0.2 (0.4)	0.1 (0.2)	0.2 (0.3)	--
Esturgeon de lac 60 cm	--	--	0.5 (--)	0.2 (0.8)	0.1 (--)	0.2 (1.4)	0.1 (0.2)	0.1 (0.3)	0.3 (--)	0.2 (0.6)	--	0.3 (0.4)	--	0.3 (0.4)	0.1 (0.2)	0.2 (0.4)	--
Perchaude 25 cm	0.3 (0.6)	0.4 (0.7)	0.6 (0.9)	0.4 (0.5)	0.4 (0.7)	0.2 (0.5)	0.2 (0.4)	0.3 (0.5)	0.3 (0.7)	0.3 (0.6)	0.2 (0.5)	0.4 (0.8)	0.4 (0.6)	0.5 (0.7)	0.2 (0.5)	0.2 (0.5)	0.3 (0.7)
Crapet-soleil 18 cm	0.2 (0.4)	0.2 (0.5)	0.6 (1.1)	0.3 (0.4)	0.3 (0.6)	0.4 (0.5)	--	0.3 (0.4)	0.1 (--)	--	0.4 (0.5)	1.1 (--)	0.3 (0.6)	--	--	--	0.3 (--)

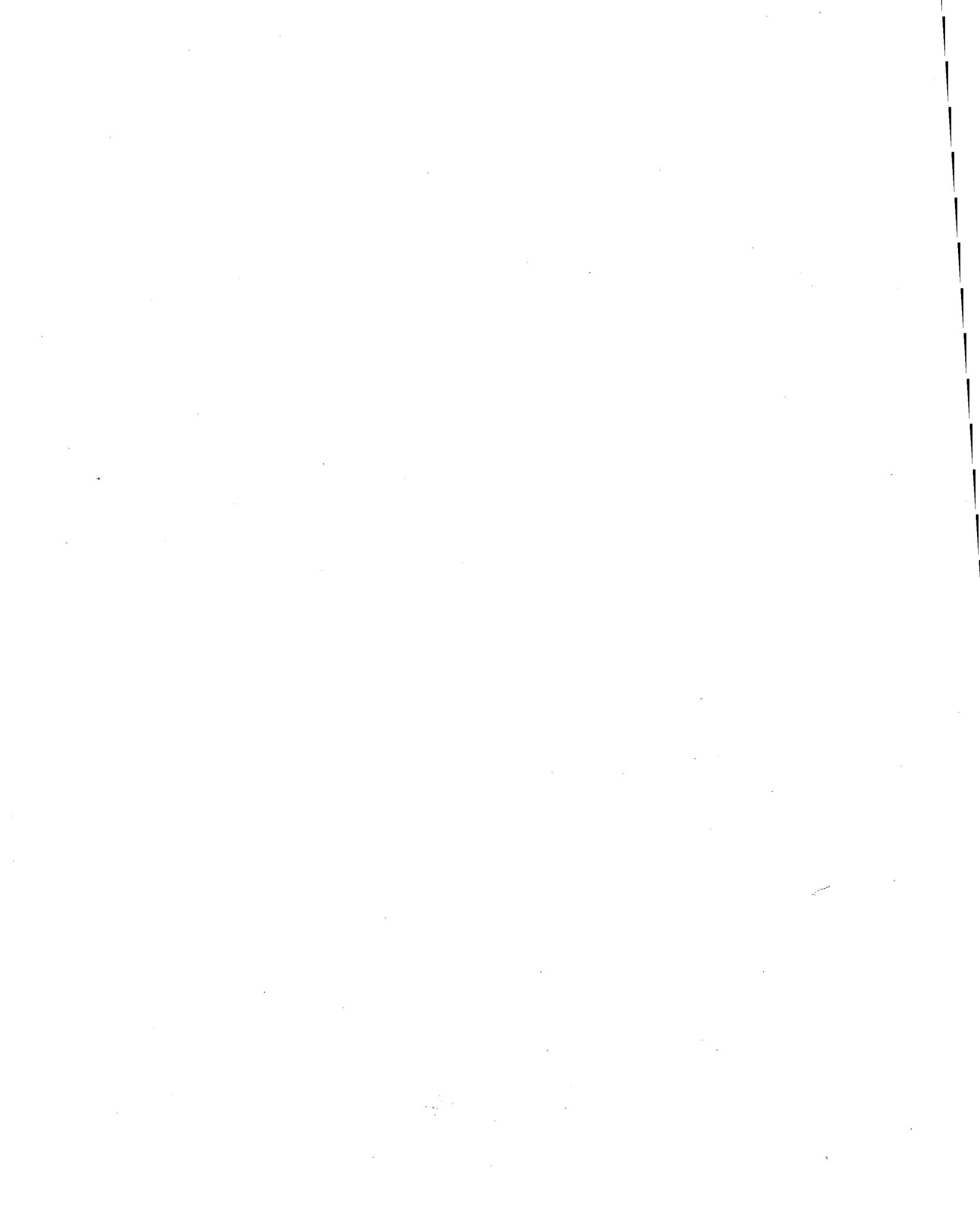
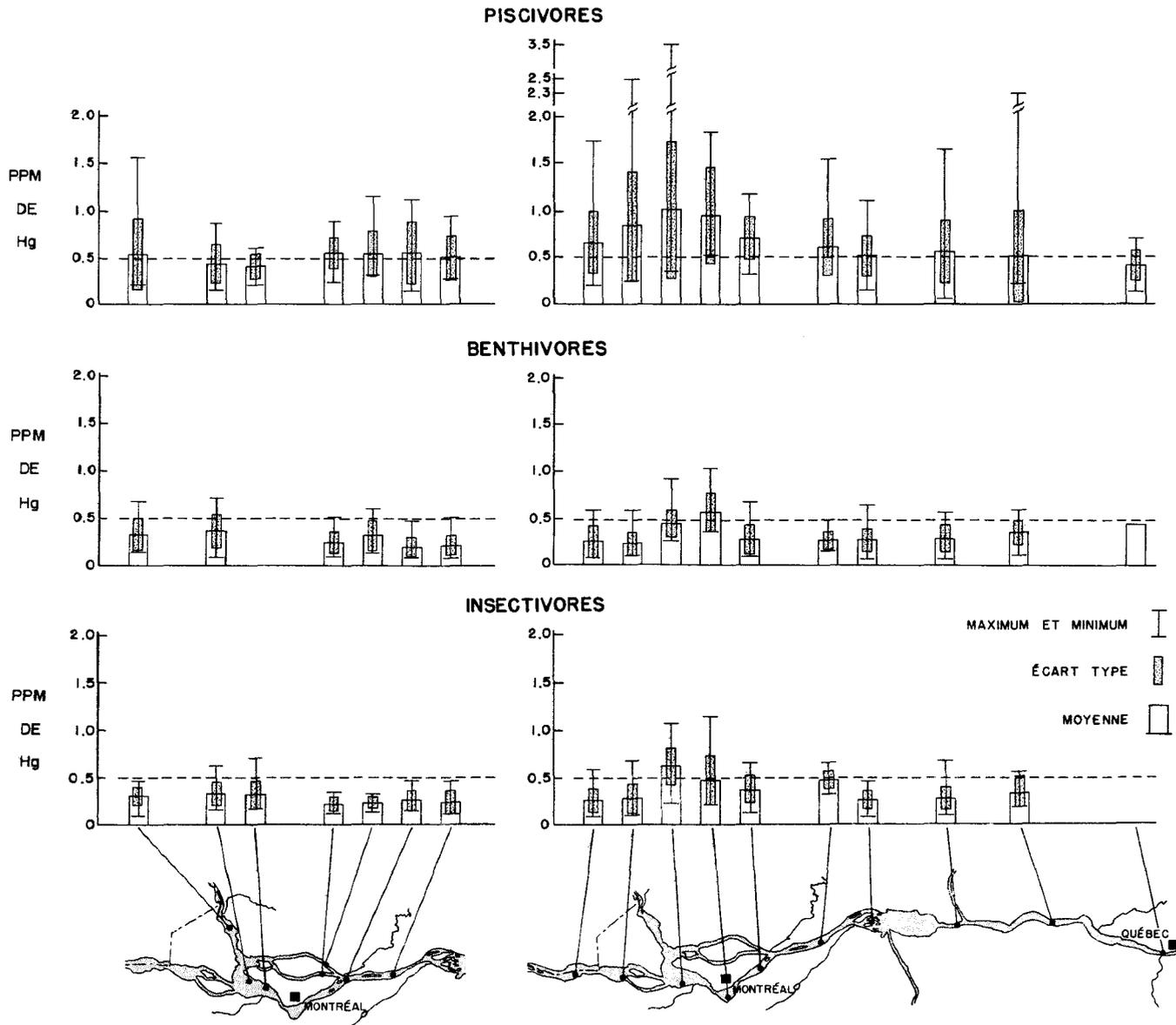
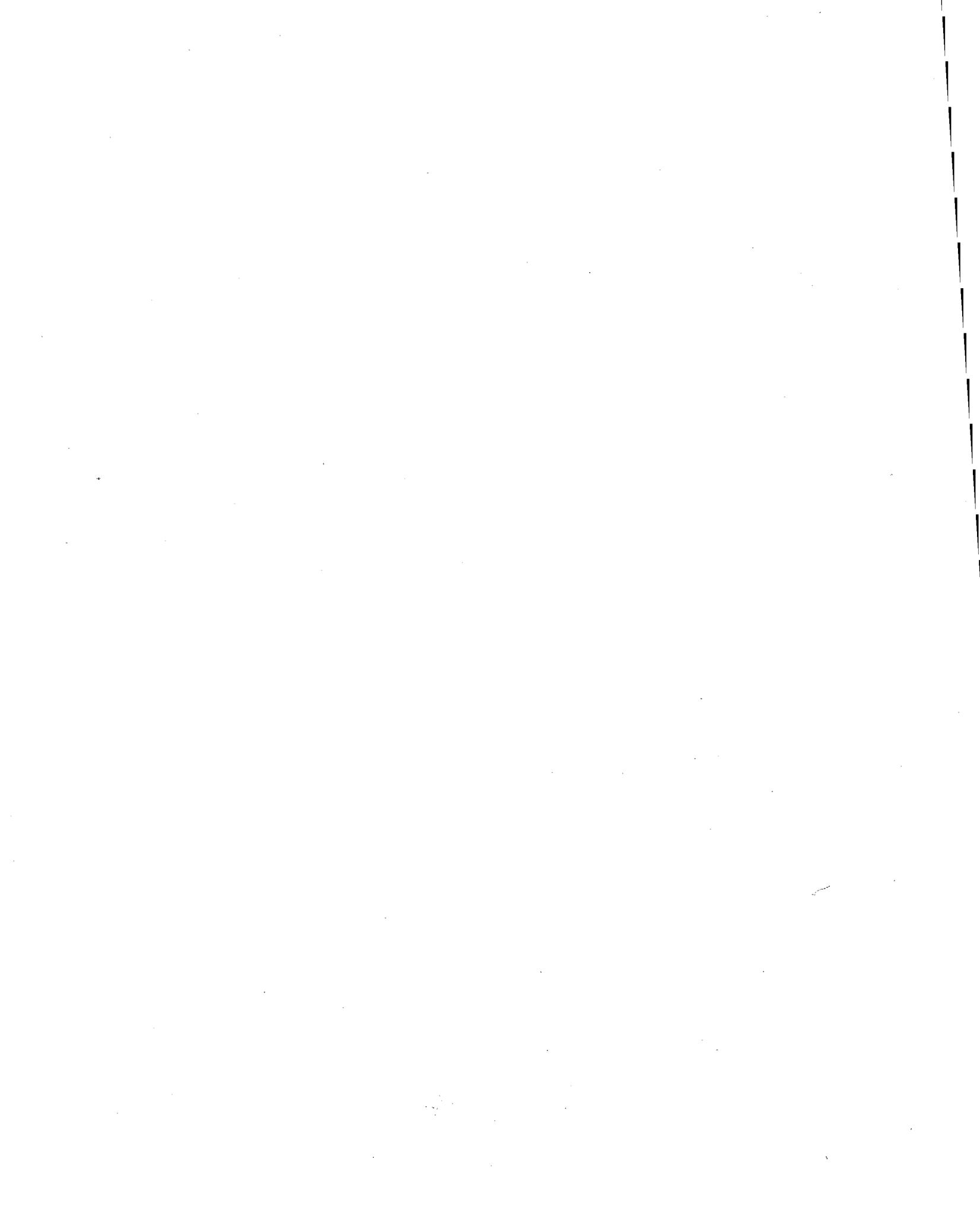


FIGURE 3.2.4 - Moyennes (ajustées par la méthode d'analyse de covariance), écarts-types et valeurs minimums et maximums des concentrations de mercure total dans la chair des poissons piscivores, benthivores et insectivores du fleuve Saint-Laurent





Québec, mais les moyennes restent assez élevées pour les piscivores, soit autour de 0.5 ppm. Les poissons capturés dans les eaux brunes, dans la région de Montréal, sont moins contaminés, bien que les moyennes pour les piscivores soient toujours de l'ordre de 0.5 ppm. Les benthivores (meunier noir et barbotte brune) et les insectivores (perchaude et crapet-soleil) sont nettement moins contaminés que les piscivores, et se trouvent bien en bas de 0.5 ppm, excepté au lac Saint-Louis et dans le bassin de Laprairie, où ils dépassent souvent la norme.

Wobeser et al., (1970) rapportent des taux élevés pour le meunier noir variant de 0.7 à 11 ppm mais ne donnent pas d'explication au sujet de cette concentration inhabituelle. Il est à remarquer que dans la même étude, le brochet contenait jusqu'à 10.6 ppm. Les auteurs sont d'avis, qu'une accumulation directe du mercure dans l'eau pourrait expliquer l'absence de différence entre les deux espèces.

Uthe and Bligh (1971) ont déterminé le mercure chez le corégone du lac Ontario, un poisson plutôt benthivore et rapportent 0.2 ppm, alors que Smith et al., (1975) ont trouvé chez la même espèce des taux de 0.09 - 0.16 ppm. Chez nos meuniers et nos barbottes, qui ont un comportement alimentaire semblable à celui du corégone, les taux sont souvent plus élevés, leurs moyennes varient de 0.1 à 0.5 ppm (l' tableau 3.2.1).

Toujours au sujet des poissons benthivores, Finreite and Reynolds (1973) ont trouvé chez les meuniers à diverses stations, dans quelques lacs du nord-ouest de l'Ontario, des moyennes variant de 1 à 4 ppm et où les concentrations individuelles variaient de 0.6 à 9, ce qui peut

aussi être considéré comme très élevées. Par ailleurs, il est à noter que, dans cette région, il se trouve une usine chlor-alkali. Pourtant au lac Saint-Louis, où il se trouve une usine semblable, les taux sont plus bas. Pour tenter d'expliquer la différence, on peut recourir aux différences trophiques de ces plans d'eau. D'après Fimreite and Reynolds (1973), les lacs du nord-ouest de l'Ontario sont oligotrophes ou dystrophes tandis que le lac Saint-Louis est plutôt eutrophe (Pageau et Lévesque, 1970). Par conséquent, les premiers sont d'un pH plutôt acide et le deuxième plutôt alcalin. Or, il semble qu'un pH acide entraîne un taux de mercure plus élevé chez les poissons, même si les conditions de contamination sont semblables (Landner and Larsson, 1972; Tsai et al., Jernelöv et al., 1975). Kleinert and Degurse (1971) sont aussi d'avis que la contamination est plus sérieuse lorsque l'alcalinité est inférieure à 50 ppm et le pH acide (comme dans les eaux oligotrophes). De plus, dans un plan d'eau donné, la contamination est moins élevée chez un individu lorsque la biomasse est plus considérable (Olson and Jensen, 1975). Donc, il est fort possible que la contamination des poissons du lac Saint-Louis serait plus grave si la qualité d'eau était plus oligotrophe ou dystrophe. Ceci est aussi confirmé par les résultats provenant du Nord-Ouest québécois, où les poissons sont souvent plus contaminés que ceux du lac Saint-Louis (Anon., 1976).

L'esturgeon est un poisson benthivore qui peut atteindre un grand âge et une taille considérable. Selon Bails (1970, données non-publiées, citées par D'Itri, 1973a) l'esturgeon, dans le lac Saint-Clair et la rivière Saint-Clair (dans la région du lac Érié), manifeste les mêmes concentrations que le doré et le brochet, c'est-à-dire au-dessus de 3 ppm. Par contre, nos esturgeons sont très peu contaminés par le mercure puisque, généralement, ils ont moins de 0.4 ppm (Tableau 3.2.1). Étant donné qu'ils ne sont pas de très grandes tailles, une moyenne de 60 cm, c'est peut-être la raison pour laquelle ils sont moins contaminés. Nous avons trouvé dans un estur-

geon, de plus d'un mètre et plus d'un kilogramme, un taux de 1.4 ppm (station 6, Repentigny). Donc seuls les très gros spécimens pourraient présenter des taux élevés.

Comme nous avons déjà mentionné, il existe, en général, une régression entre le taux de mercure et la taille du poisson, ce qui nous permet de calculer des moyennes ajustées selon l'analyse de covariance. Dans le tableau 3.2.2, nous présentons la longueur d'un poisson au-dessus de laquelle la concentration de mercure dépasse la norme de 0.5 ppm. Ceci est, bien entendu, une approximation, et non des longueurs exactes, d'autant plus que les régressions n'ont pas toujours le même degré de confiance à chaque station.

Le secteur sud du lac Saint-Louis présente les longueurs les moins élevées, donc, ici on trouve que même des petits spécimens dépassent la norme gouvernementale de 0.5 ppm. Bien que nous ayons eu relativement peu de spécimens pour le bassin de laprairie, cette région (au moins dans les eaux provenant du lac Saint-Louis) présente le même patron de contamination que le lac Saint-Louis.

Le lac Saint-François présente des problèmes seulement dans le cas des piscivores, et la contamination est plus grave dans la partie orientale (due à l'accumulation des sédiments dans cette région). Vers Québec, ce sont seulement les grands spécimens de piscivores qui dépassent la norme, comme c'est le cas pour les eaux brunes provenant de l'Outaouais.

Nous conseillons de restreindre la consommation à moins de 400 g par semaine pour les espèces suivantes aux endroits indiqués.

Nous avons inclus la longueur de l'espèce qui dépasse 0.5 ppm. Dans le lac Saint-François: les brochets qui dépassent 50 - 55 cm (20" - 22"), les dorés de plus de 35 - 40 cm (14" - 16"), les achigans de plus de 35 cm (14"); dans le lac Saint-Louis (région sud) et le bassin de laprairie (région sud), toutes les espèces d'une taille comestible, mais surtout les brochets et les dorés; le couloir fluvial (Longueuil - Sorel), les brochets de plus de 40 - 45 cm (16" - 18"), les dorés de plus de 30 - 35 cm (12" - 14"), les achigans (une estimation à partir des autres stations) de plus de 30 - 35 cm (12" - 14"); le lac Saint-Pierre, les brochets de plus de 60 cm (24"), les dorés de plus de 40 cm (16"), les achigans (par estimation) de plus de 40 cm (16"); le couloir fluvial (Trois-Rivières - Québec), les brochets de plus de 70 - 75 cm (28" - 30") - à Trois-Rivières de plus de 55 cm -, les dorés de plus de 35 cm (14"), les achigans de plus de 35 cm (14"). En ce qui concerne les eaux brunes: le lac des Deux Montagnes, le secteur nord du lac Saint-Louis et la rivière des Mille Îles, les brochets de plus de 60 - 70 cm (24" - 28"), les dorés et les achigans de plus de 40 cm (16"); la rivière des Prairies et la rive nord du couloir fluvial jusqu'à Sorel, les brochets 55 - 60 cm (22" - 24"), les dorés et les achigans, 35 - 40 cm (14" - 16").

Donc, en termes généraux et pratiques, ce sont seulement des grands spécimens des piscivores qui posent des problèmes pour une consommation fréquente; excepté dans le secteur sud du lac Saint-Louis et du bassin de laprairie, où toutes les espèces doivent être suspectes.

Tableau 3.2.2 - Longueurs (en cm) au-dessus desquelles les poissons dépassent la norme de 0.5 ppm de mercure.

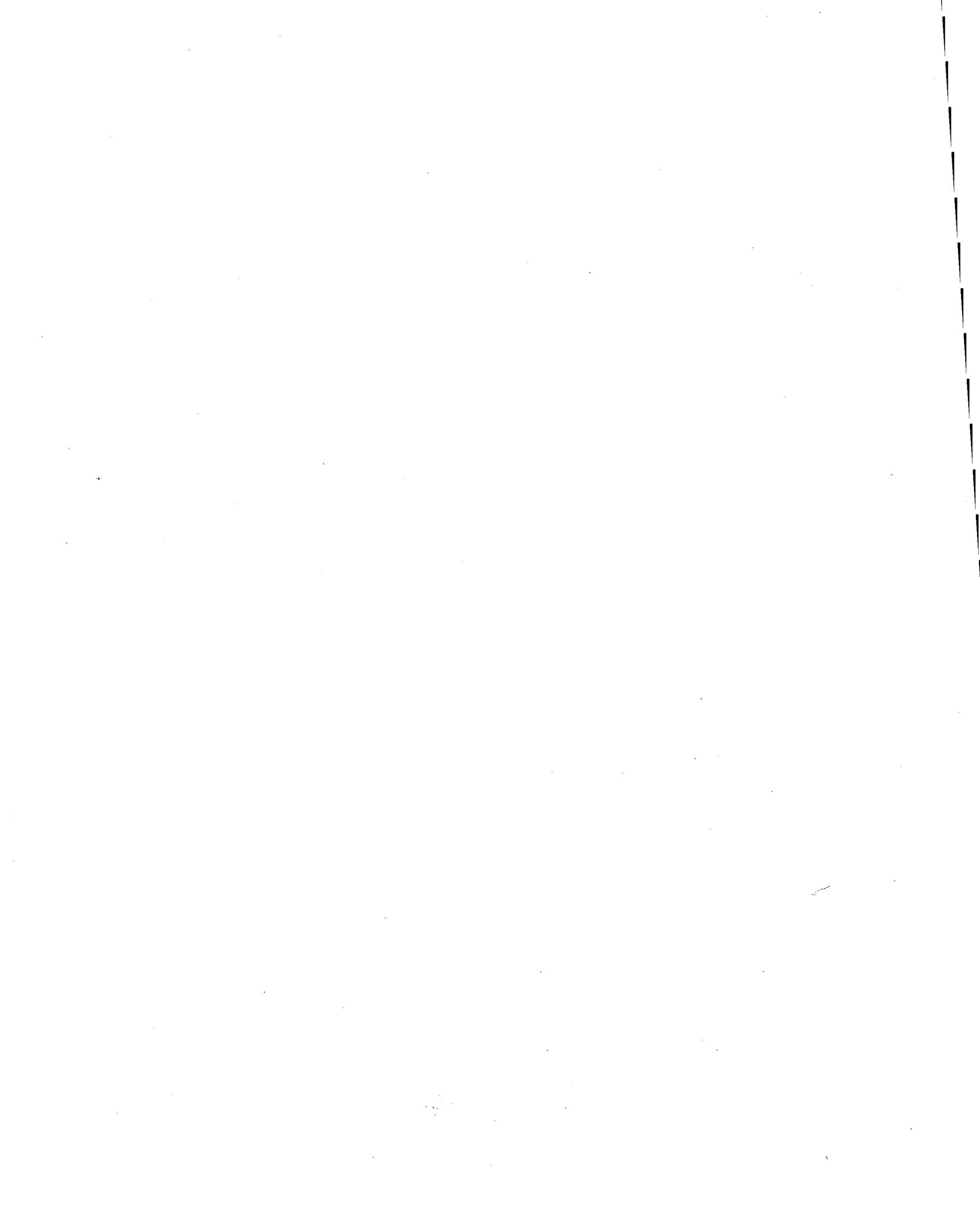
ESPECES	STATIONS (localisation dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1)																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Grand brochet 55 cm	55	50	55	60	40	55	55	60	55	70	75	35'	60	45	60	65	75
Doré jaune 40 cm	40	55	50	40	50	50	55	40	55	55	55	30	35	35	40	35	40
Achigan à petite bouche 50 cm	55	55	25	55	50'	55'	55'	55	55	55	40	25	30	35	40	40	40'
Meunier noir 42 cm	--	--	50	--	--	--	--	--	--	--	--	45	--	--	--	--	--
Barbotte brune 28 cm	--	--	?	--	--	--	--	--	--	--	--	?	--	--	--	--	--
Esturgeon de lac 60 cm	?	?	?	200	?	85	?	100'	?	110	?	?	?	90	100	125	?
Perchaude 25 cm	--	--	25	--	--	--	--	--	--	--	--	25	--	--	--	--	--
Crapet-soleil 18 cm	--	--	15	--	--	--	--	--	--	--	--	15	--	--	--	--	--

117

' longueur inférée à partir d'autres stations

-- en général, les spécimens ne dépassent pas la norme

? inconnue, soit que les données sont trop variables, soit qu'il n'y a pas eu de captures



3.2.6 - Manganèse

Le manganèse ne se trouve pas à l'état pur dans la nature mais ses minerais sont très communs. Le métal, ou ses sels, sont utilisés dans les alliages, dans la fabrication des accumulateurs, du verre et de la céramique. Pour ce qui est de la pollution qu'il peut engendrer, il est fréquemment traité de la même façon que le fer (McKee and Wolf, 1963).

Le manganèse est un élément essentiel à la plupart des organismes; il est peu toxique et la diète journalière de l'homme devrait en contenir 10 mg pour éviter les effets d'une déficience (Schroeder, 1974).

Si nous comparons nos valeurs, 0.1 - 8.8 ppm (tableau 2.1) avec celles rapportées par Uthe and Bligh (1971) pour les Grands lacs, 0.02 - 0.9 ppm, et pour Moose Lake (un lac non-pollué), 0.7 - 3 ppm, nous constatons que l'industrialisation ne paraît pas avoir beaucoup influencé le taux de manganèse dans les poissons. Il se peut que la géologie soit aussi, au moins en partie, responsable des différences entre les taux. En ce qui concerne la variation spatiale (figure 3.2.5) la région de Montréal s'avère moins contaminée que plus en aval, au moins dans les eaux claires. Nous n'en connaissons pas les raisons. Les poissons du lac des Deux Montagnes sont les plus contaminés, ainsi que ceux de la région des Trois-Rivières.

Il existe peu de données sur les concentrations de manganèse chez les poissons en général. Une raison probable est que le manganèse n'est pas un métal très toxique, surtout lorsqu'il se trouve dans

la nourriture. De plus, il n'y a pas de norme gouvernementale pour la mise en marché des poissons.

Donc, les taux de manganèse dans les poissons du fleuve Saint-Laurent ne présentent aucun danger pour la consommation humaine. De même, il est peu probable que les poissons eux-mêmes soient affectés par la présence de manganèse dans le fleuve.

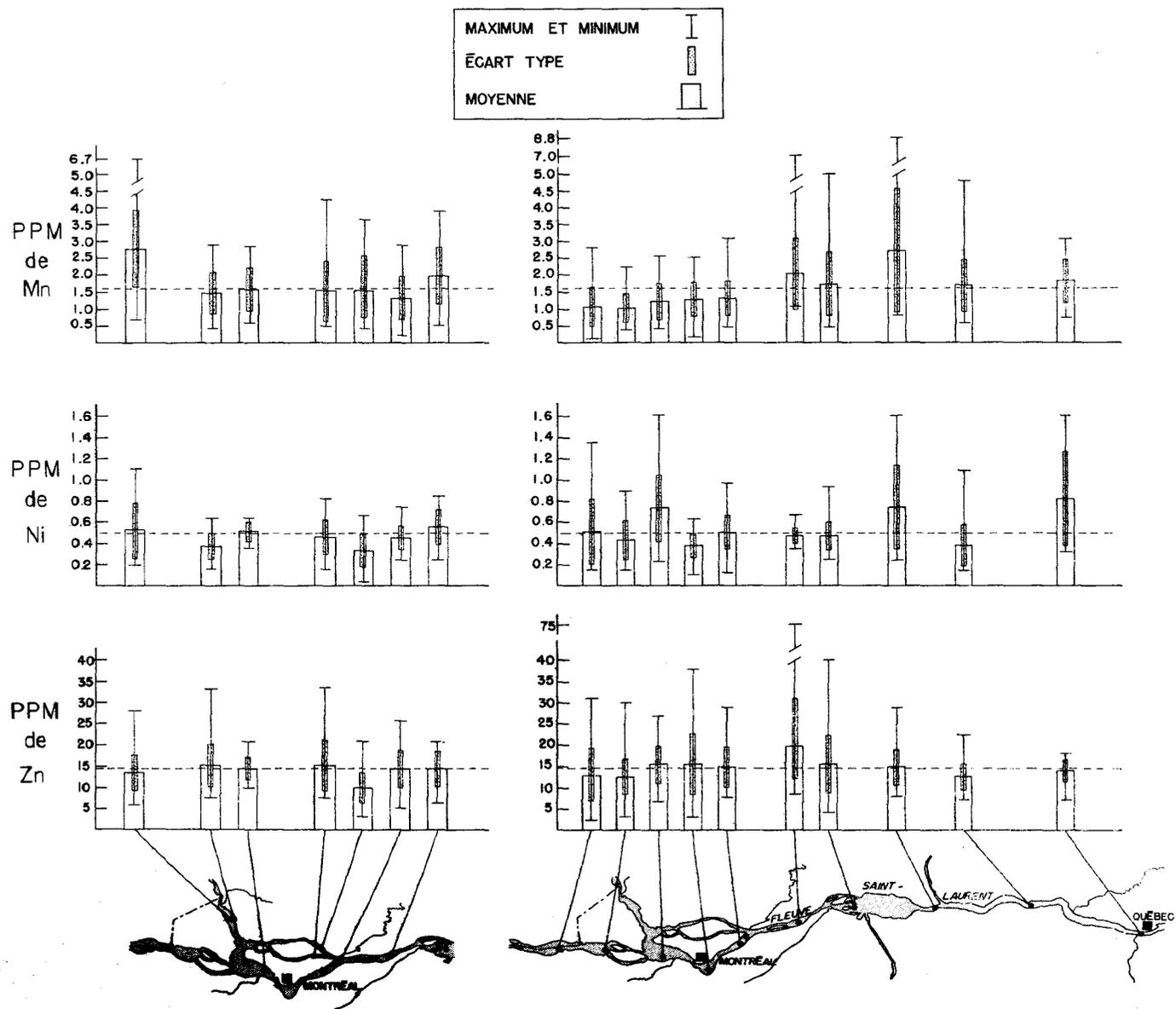
3.2.7 - Nickel

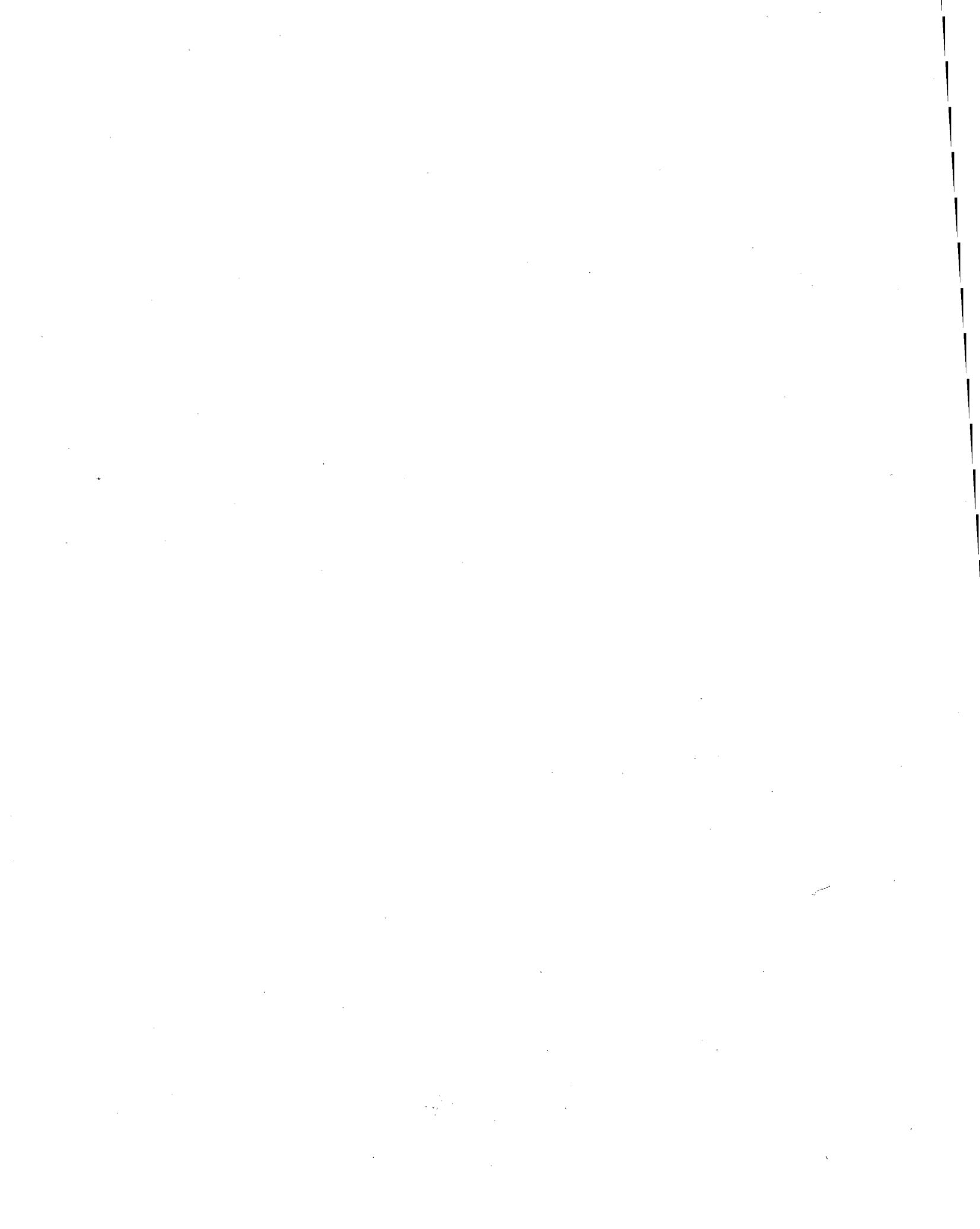
Le nickel existe en grande quantité sous forme de minerai dans le bassin des Grands lacs, principalement dans la région de Sudbury (Hutchinson and Whitby, 1974). Le nickel est utilisé communément en métallurgie, dans la fabrication des accumulateurs Ni-Cd et dans la fabrication de certains pigments.

Les poussières qui contiennent du nickel ou certains de ses composés, comme le carbonyle de nickel, peuvent causer le cancer. D'autre part, lorsque ces produits sont ingérés avec la nourriture, aucun cas d'intoxication n'a été mentionné. Le nickel est toxique pour la vie aquatique, mais à un degré moindre que le cuivre ou le zinc (McKee and Wolf, 1963). Il n'est pas essentiel pour la physiologie des organismes, incluant l'homme (Bowen, 1966; Schroeder, 1974). Il n'existe pas de norme gouvernementale pour la mise en marché des poissons, peut-être à cause de la toxicité du nickel dans la nourriture qui est peu élevée pour l'homme (Underwood, 1971).

Les concentrations de nickel chez nos poissons, 0.1 - 1.7 ppm avec une moyenne globale de 0.5 ppm, sont plus élevées que celles rapportées par Uthe and Bligh (1971) pour les poissons des Grands lacs,

FIGURE 3.2.5 - Moyennes, écarts-types et valeurs minimums et maximums des concentrations de manganèse, nickel et zinc dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent





qui sont moins de 0.2 ppm. Chez quelques piscivores la moyenne est de 0.25 ppm dans la section internationale du fleuve Saint-Laurent (Long et al., 1972). Mathis and Cummings (1973) ont trouvé une moyenne de 0.12 ppm chez les poissons de la rivière Illinois. Par contre, Hutchinson et al., (1975) ont trouvé jusqu'à 14 ppm chez les poissons dans la région de Sudbury; probablement que ces concentrations sont élevées à cause de la présence des mines de nickel.

Bien que les piscivores semblent être les espèces les moins contaminées, nous n'avons pas trouvé des différences significatives (F - test) entre les espèces, si on exclut l'esturgeon. Ce dernier est moins contaminé que les autres espèces, 0.40 ppm vs 0.50 - 0.60 ppm.

La variation spatiale est présentée dans la figure 3.2.5. La région de Québec semble être particulièrement contaminée par le nickel, suivie par le lac Saint-Louis et la région des Trois-Rivières. Toutefois, nous ne savons pas de quelle façon les taux dans la chair peuvent être interprétés au point de vue de la pollution ambiante, d'autant plus qu'il n'y a pas de corrélation avec les taux dans les sédiments.

Nous sommes d'avis que les concentrations de nickel décelées chez les poissons du fleuve ne posent pas de problèmes pour les consommateurs, bien qu'elles indiquent un certain degré de pollution. De plus, elles n'indiquent pas les concentrations auxquelles les poissons ont été exposés, et une relation avec la toxicité pour le poisson ne peut pas être établie.

3.2.8 - Zinc

Le zinc est utilisé de diverses façons, par exemple, en métallurgie, en galvanoplastie, dans les accumulateurs, les peintures, les médicaments et ainsi que dans la production des pâtes de papier (McKee and Wolf, 1963).

Le zinc, en quantité de traces, est un métal essentiel pour la plupart des organismes (Bowen, 1966). Toutefois, en quantités un peu plus élevées, il devient très toxique pour la vie aquatique, surtout pour les poissons (Anon., 1972a).

La norme pour la mise en marché est de 100 ppm, puisque ce métal est relativement peu toxique pour l'homme.

Le zinc se trouve naturellement en plus grandes quantités que les autres métaux lourds dans le milieu aquatique. Chez nos poissons les concentrations varient de 2.4 à 75 ppm, avec une moyenne globale de 15 ppm. Les poissons des Grands lacs présentent des taux de 11 à 20 ppm (Uthe and Bligh, 1971). Des concentrations jusqu'à 20 ppm peuvent être considérées comme naturelles.

Nos poissons manifestent très peu de variation spatiale (Figure 3.2.5). Toutefois, les valeurs pour la région Contrecoeur semblent être plus élevées que celles trouvées ailleurs. La raison n'est pas claire; les sédiments n'y sont pas particulièrement plus contaminés qu'ailleurs. Selon Sérodes (1977), le tronçon Caughnawaga-Varenes contient les sédiments les plus contaminés (excluant le chenal de Valleyfield). Il est possible que la bioaccumulation au niveau des poissons s'effectue en aval de cette zone de contamination, donc, la région de Contrecoeur.

Il n'y a pas de problème pour la consommation humaine des poissons en ce qui concerne le zinc. Il n'y a pas d'information nous permettant de relier les concentrations dans les tissus et les effets toxiques. Cependant, certains taux élevés (Contrecoeur et Sorel) indiquent une certaine pollution.

3.2.9 - Cadmium et Plomb

Ces deux métaux sont discutés à part pour les raisons suivantes: premièrement, ce sont deux métaux non-essentiels et très toxiques, et, deuxièmement, toutes nos données accumulées pendant les deux ans de l'étude ne sont pas valables dans le cas du cadmium et plomb. Une interférence d'absorption ("background absorption") lors de l'analyse par le spectromètre à absorption atomique a causé une surestimation des concentrations de ces deux métaux dans la chair de nos poissons. Nous n'avons pas pu établir un facteur de correction pour ajuster nos données, probablement, parce que l'amplitude de l'interférence est trop variable. Par conséquent, nous avons soumis au laboratoire une soixantaine d'échantillons représentatifs de quelques espèces principales pour chaque station afin d'obtenir au moins une estimation des concentrations chez les poissons du fleuve. Les résultats sont présentés dans les tableaux 2.1 à 2.18.

Le cadmium et le plomb sont deux métaux non-essentiels et très toxiques. Puisqu'ils ne sont guère excrétés, surtout le cadmium, ils s'accumulent dans les organismes. Le cadmium s'accumule dans les reins, et, à un degré moindre, dans le foie (Friberg et al., 1971). Le plomb s'accumule dans les os (Berry et al., 1974); cependant, sous l'effet du "stress" physiologique, il peut être remis en circulation dans l'organisme.

L'absorption par la nourriture semble être moins importante que celle par la voie respiratoire. Seulement 5-10% de la quantité dans la nourriture est assimilée, tandis que 40-60% de la quantité dans l'air inspiré est absorbée (Berry et al., 1974; Schroeder, 1974). Les effets toxiques chez les humains sont connus surtout dans les expositions industrielles.

Il y a quelques cas connus où l'intoxication était due à ces concentrations du cadmium et du plomb dans la nourriture, notamment au Japon.

3.2.9.1 - Cadmium

L'empoisonnement par le cadmium peut être aigu ou chronique. Ce qui nous concerne, c'est surtout l'intoxication chronique à long terme par des quantités minimes. Celle-ci se manifeste par des maladies des reins, et plus subtilement par l'hypertension ce qui entraîne des maladies cardiovasculaires (Schroeder, 1974).

Chez les poissons, le cadmium empoisonne les enzymes du foie (Jackim et al., 1970), affecte directement les branchies (Carpenter, 1927, Carpenter, 1930), et aussi le système nerveux (Cearly and Coleman, 1974). Pour ce qui est de la toxicité et la biopathologie chez les humains et les animaux, Flick et al., (1971) et Vigliani (1969) ont fait une revue générale.

Les usages du cadmium sont multiples, par exemple: dans la métallurgie des alliages, l'argenteure galvanoplastique,

les batteries Ni-Cd, la céramique, la photographie, les réacteurs nucléaires, l'industrie chimique et celle des pigments. Friberg et al. (1971), ont fait une revue assez complète du cadmium dans l'environnement.

A cause de sa toxicité, le seuil de tolérance du cadmium dans la chair des poissons pour la consommation humaine a été fixé à 1 ppm par le gouvernement canadien et quant à sa concentration dans l'eau potable le "U.S. Public Health Service" recommande une limite de 0.01 ppm.

Les concentrations du cadmium dans la chair de nos poissons sont très minimes, généralement en bas de 0.05 ppm. Le seul endroit où les concentrations étaient plus élevées sont les îles de Sorel: 0.1 ppm. Donc, il paraît qu'il y a une source de contamination importante dans cette région. Cependant ceci n'est pas confirmé par les données sur les sédiments, qui indiquent que les sédiments du lac des Deux Montagnes sont les plus contaminés.

Nos données surestimées allaient jusqu'à 0.7 ppm, avec une moyenne globale de 0.2 ppm (voir aussi Sloterdijk, 1976). Nos données sont maintenant plus comparables à celles provenant des autres régions. Rowe and Massaro (1974) rapportent que les poissons, en général, contiennent 0.01 - 0.1 ppm; Utte and Bligh (1971) n'ont pas trouvé plus de 0.05 ppm dans les corrégonés du lac Ontario; Mathis and Cummings (1973)

ont observé des valeurs inférieures à 0.05 ppm; et enfin Lovett et al., (1972) rapportent que parmi 400 poissons capturés dans les eaux de l'état de New York, 69% avaient moins de 0.02 ppm, et 30% contenaient 0.02 - 0.1 ppm. Or, toutes les moyennes des poissons du fleuve ne dépassent pas 0.1 ppm.

Les taux de cadmium observés dans la chair de nos poissons ne semblent pas causer des problèmes pour la consommation humaine. En ce qui concerne les poissons, il est difficile d'évaluer les conséquences sur leur santé, d'autant plus que l'on ne connaît pas les concentrations dans les organes tels que les reins et le foie. Il nous paraît pourtant essentiel que la contamination par ce métal soit surveillée dans le futur, surtout dans la région des îles de Sorel.

3.2.9.2 - Plomb

Ce métal est un poison qui affecte le métabolisme général et peut produire un empoisonnement qui se manifeste de plusieurs façons: la mauvaise fonction du système digestif, l'atrophie musculaire, les maladies rénales et l'encéphalopathie et d'autres désordres neurologiques. Plusieurs scientifiques croient que de nombreuses maladies de la vie urbaine moderne, telles que: fatigue, lassitude, nervosité, dépression, apathie, manque d'ambition, psychoneuroses légères, rhumes fréquents et autres infections respiratoires peuvent être causées par un empoisonnement chronique provenant du plomb. Le plomb agit principalement sur le système nerveux, mais il se dépose finalement dans les os (Berry et al., 1974; Varwa et al., 1976).

Les sources de pollution par le plomb sont multiples. Les principales sont: l'essence et les huiles de moteur, les peintures, les plombs de fusil et les effluents miniers. L'automobile est la principale source de pollution atmosphérique par le plomb et elle l'est probablement aussi pour les eaux (voir NRCC, 1973, pour la pollution de plomb au Canada, et Shukla et Leland, 1973, pour une revue générale de la littérature).

La norme gouvernementale pour la chair des poissons destinés à la consommation est fixée à 10 ppm. Les concentrations chez nos poissons ne dépassent pas 0.5 ppm, avec une moyenne globale de 0.3 ppm. Les piscivores semblent être un peu moins contaminés que les benthivores et insectivores (Tableau 3.2.3), ce qui est conforme aux autres métaux. Cependant, ces résultats ne sont qu'indicatifs, vu qu'ils sont basés sur très peu de spécimens. Nous ne pouvons pas nous prononcer sur la variation géographique des concentrations selon les stations d'échantillonnage.

Nos données surestimées variaient de 0.2 à 5 ppm, avec une moyenne de 1.5 ppm. Encore, maintenant nos données sont plus comparables à celles rapportées dans la littérature. Les valeurs présentées par Uthe and Bligh (1971) pour les Grands lacs ne dépassent pas 0.5 ppm. Brown and Chow (1975) ont trouvé 0.2 ppm dans la chair des poissons du lac Huron; toutefois, dans les poissons du port de Toronto, il y avait 1.8 ppm.

Bien qu'il ne semble pas y avoir des problèmes pour la consommation humaine, nous ne savons pas s'il y a des effets sur la santé des poissons. Il vaudra sans doute la peine de considérer tous les aspects de la pollution par le plomb, d'autant plus que Wong et al., (1975) ont rapporté que certaines bactéries peuvent transformer le plomb inorganique en plomb organique (par exemple le tétraméthyle de plomb).

3.3 - Composés organochlorés

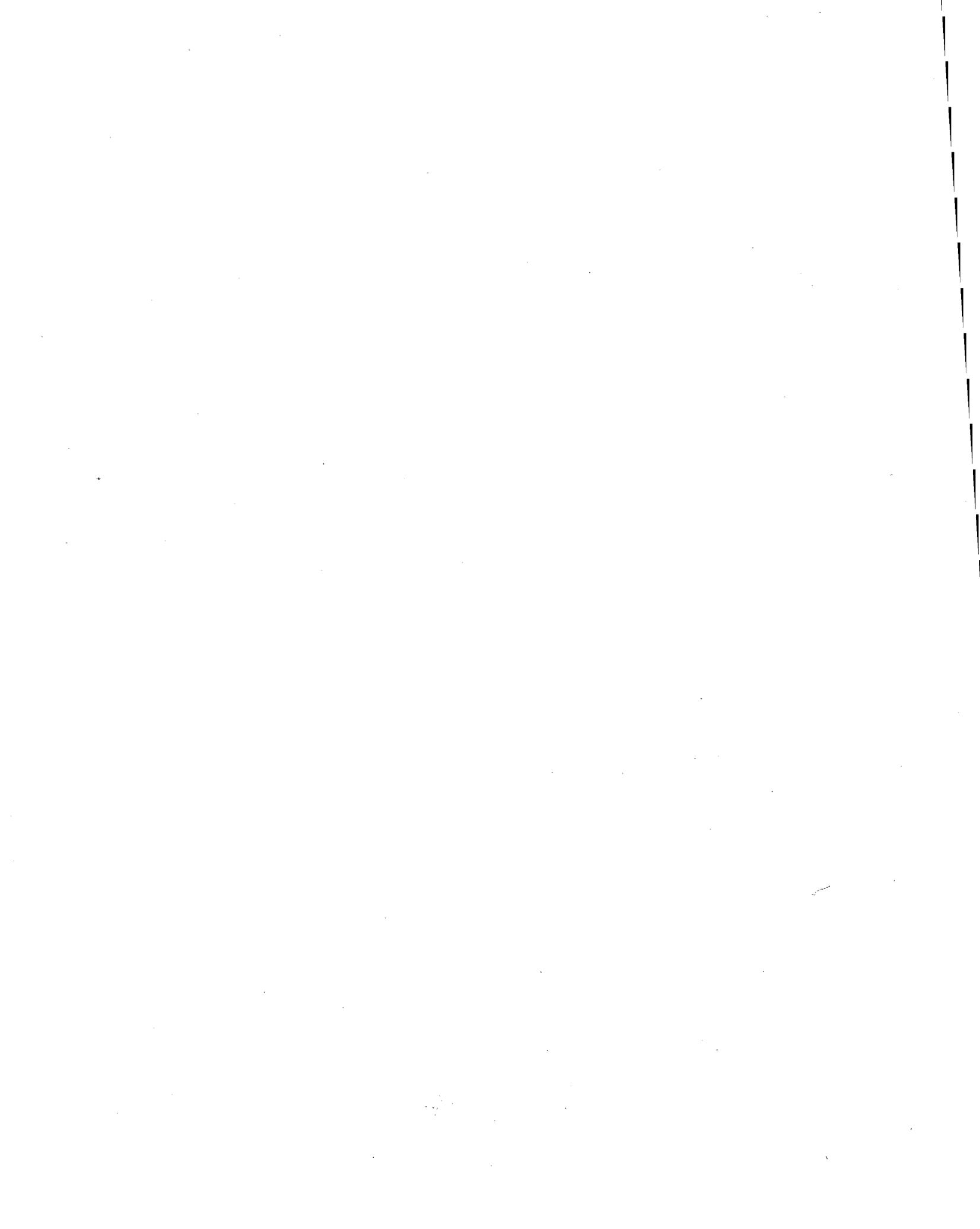
Les organochlorés dont nous discuterons comprennent les pesticides (insecticides) et les PCB.

Les organochlorés sont volatils et solubles dans les corps gras mais pratiquement insolubles dans l'eau. Dans le milieu aquatique ils sont absorbés rapidement par les systèmes biologiques, lesquels peuvent difficilement les excréter et ils s'accumulent dans les tissus gras comme dans ceux du système nerveux. De cette façon, leur concentration dans les organismes aquatiques peut devenir beaucoup plus élevée que dans l'eau ambiante (Johnson et al., 1971). Ce sont des composés en général très toxiques, et souvent cancérigènes.

Les organochlorés se concentrent en montant la chaîne alimentaire. C'est ainsi que, lors d'une étude au lac Michigan, Davis (1975) trouva que la teneur des organochlorés, qui n'était que de 0.0085 ppm dans les sédiments, montait de 0.41 ppm dans les invertébrés à 3.0 - 8.0 ppm dans les différents poissons. De plus, la concentration chez un poisson est aussi influencée par la teneur des lipides dans le poisson, à cause du facteur solubilité (Parejko et al., 1975).

Tableau 3.2.5 - Moyennes des concentrations en ppm du plomb dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent. Le nombre de spécimens par groupe alimentaire se situe en général entre 4 et 6.

	STATIONS (localisation dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1)																
	1	2	5	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	14	15	16	17
Piscivores	0.05	0.4	0.5	0.1	0.2	0.5	0.4	0.2	0.2	0.2	0.5	0.2	0.1	0.05	0.2	0.2	0.2
Benthivores	0.5	0.2	0.4	--	--	--	0.5	--	0.6	--	0.1	0.5	0.2	0.1	0.5	0.4	--
Insectivores	--	0.4	0.5	--	0.4	0.2	0.5	0.4	--	0.2	0.5	0.5	0.1	0.1	0.2	0.4	--



3.3.1 - Pesticides

Les insecticides modernes peuvent être classés en trois catégories: les organochlorés, les organophosphates et les carbamates. Ici, il ne sera question que des premiers parce qu'ils sont beaucoup plus stables que les autres et, par conséquent, ils demeurent beaucoup plus longtemps dans l'environnement (Davis, 1975). D'après Coffin and McLeod (1975), il est peu probable que les organophosphates puissent causer des problèmes à long terme étant donné leur instabilité mais ils peuvent quand même constituer un danger pour la vie aquatique au moment de leur application, (voir, par exemple, Elson et al., 1972). De même, les carbamates présentent moins de danger et ils sont moins toxiques que les organochlorés.

La contamination des eaux peut s'effectuer de plusieurs façons tels que les déversements directs, le ruissellement des terres agricoles et par la voie atmosphérique. Dans le cas du fleuve, la principale source est sans doute le ruissellement des terres agricoles, mais celle-ci tend à disparaître puisque, depuis plusieurs années, le DDT et la plupart des autres organochlorés sont bannis par la loi sauf dans certains cas (Baker, 1976). Présentement, ils sont substitués par les organophosphates et les carbamates qui laissent beaucoup moins de résidus dans les organismes (Coffin and McLeod, 1975).

Dans notre étude, nous avons trouvé très peu de pesticides organochlorés dans nos poissons (l' tableau 2.1). La raison est probablement la cessation, ou du moins la diminution, de l'utilisation de ces produits au Québec.

Par contre, si l'on considère la persistance de ces pesticides dans l'environnement, il est quand même étonnant que les concentrations trouvées soient si faibles. Par exemple, Fishbein (1974), encore, rapporte que la moyenne mondiale de DDT total dans les poissons est de 2 ppm (écart 0.01 - 136 ppm), et dans les Grands lacs, Parejko et al., (1975) ont encore trouvé des taux bien supérieurs aux nôtres.

Nous n'avons trouvé que le DDT et parfois le dieldrine qui se retrouvent en concentrations plus élevées qu'à l'état de traces; les autres pesticides ont, la plupart du temps, des concentrations minimales de moins de 0.05 ppm. Le chlordane peut se trouver exceptionnellement jusqu'à 0.1 ppm (lac Saint-François, lac des Deux Montagnes, îles de Sorel et Grondines).

De même, dans le lac Ontario on ne trouve qu'un maximum de 0.08 ppm de chlordane (Anon., 1977). Pourtant, Parejko et al., (1975) ont trouvé, dans les touladis (Salvelinus namaycush) du lac Supérieur, des concentrations de 0.2 ppm de lindane et de 0.5 - 2.8 ppm de heptachlore. Il semble que dans cette région les pesticides organochlorés sont encore communément utilisés.

Étant donné que le DDT et le dieldrine se retrouvent en quantités supérieures à celles des autres pesticides, nous les traiterons un peu plus en détail.

Le DDT se transforme, un certain temps après son application, principalement en DDE et DDD. Les valeurs du DDT total présentées dans les tableaux des résultats expriment la somme de p,p'-DDT, p,p'-DDE et p,p'-DDD. En général, le dérivé principal est le DDE

(Jensen et al., 1969), ce qui est confirmé par nos résultats. Nous avons trouvé dans très peu de cas du DDT comme tel, ce qui confirme la supposition que ce pesticide se trouve dans l'environnement depuis plusieurs années, et qu'il n'y a eu que très peu d'application récemment.

La norme établie par le gouvernement pour la consommation est de 5 ppm de DDT total. Chez nos poissons, la concentration dépasse rarement 1 ppm (Tableaux 3.3.1) et, elle est, le plus souvent, inférieure à 0.1 ppm. Par contre, Parejko et al., (1975) ont trouvé 0.68 - 9.78 ppm chez les poissons du lac Supérieur, donc, plusieurs valeurs dépassent la norme gouvernementale. En outre, jusqu'à 50% du produit se trouvait sous forme de p,p' - DDT. Jusqu'à date, on trouve encore des valeurs aussi élevées que 4 ppm dans le lac Ontario (Anon., 1977a). D'autre part, Mamarbachi et Saint-Jean (1975) ont trouvé dans les poissons de la rivière Richelieu de faibles concentrations de DDT total, 0.05 - 0.2 ppm, dont le dérivé principal était le DDE.

En ce qui concerne nos trois groupes de poissons (voir p.77), les insectivores (perchaudes et crapets-soleil) s'avèrent les moins contaminés par le DDT; les concentrations ne dépassent pas 0.05 ppm (traces) (Tableau 3.3.1). Bien que les différences entre les espèces ne sont pas significatives (F - test), l'esturgeon semble être plus contaminé que les autres benthivores (meunier et barbotte), ce qui est confirmé par un "paired t - test" (t calculé = 2.49, t dans le tableau = 2.44, 95% confiance). De même, les piscivores, surtout le doré, semblent être plus contaminés que les benthivores, bien que, statistiquement, cette différence n'est pas significative ("paired t - test").

La région est du lac Saint-François (zone de sédimentation) est la plus contaminée, surtout en considérant les concentrations chez les piscivores (brochet et doré). Lorsqu'on combine les piscivores et les benthivores (meunier et barbotte), on voit que les îles de Sorel sont plus contaminées qu'ailleurs. En ce qui concerne les eaux brunes dans la région de Montréal, il y a moins de contamination que dans les eaux claires des régions parallèles.

Le dieldrine est un des pesticides les plus dangereux qui, à part sa toxicité extrême, peut être cause du cancer (Davis, 1975). Pour cette raison, la norme du gouvernement est basse, 0.3 ppm.

Nous avons trouvé très peu de ce pesticide (l' tableau 3.3.2). Chez la plupart des poissons, il n'est présent qu'à l'état de traces (<0.05 ppm). Comme pour le DDT, les esturgeons s'avèrent encore l'espèce la plus contaminée, jusqu'à 0.1 ppm. De même, les dorés sont presque aussi contaminés. La valeur de 0.1 ppm trouvée chez un doré du lac Saint-François (région est) était accompagnée d'une valeur des plus élevées pour le DDT, 1.1 ppm. Ce fut un des plus gros dorés que nous ayons capturé au cours de l'échantillonnage de 1975 à 1976. Il pesait 2,450 g, mesurait 60 cm à la fourche et était âgé de 8 ans.

Kelso and Frank (1974) ont également trouvé très peu de dieldrine (traces) dans les perchaudes et les achigans de l'état de New-York. De même, Mamarbachi et Saint-Jean (1975) rapportent des concentrations très faibles pour les poissons de la rivière Richelieu; les moyennes furent de 0.02 à 0.08 ppm. Dans le lac Ontario on a trouvé jusqu'à 0.13 ppm (Anon. 1977a). Donc, nos valeurs sont comparables à celles citées ci-dessus. Le lac Saint-François (région est) semble encore la région la plus contaminée du fleuve.

Tableau 3.3.1 - Moyennes et valeurs maximales indiquées entre parenthèses (en ppm) des concentrations de DDT dans la chair des poissons capturés. La longueur moyenne est indiquée avec l'espèce.

ESPECES	Stations (localisation dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1)										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Grand brochet 55 cm	T (0.1)	0.3 (0.3)	0.2 (0.5)	T (T)	0.08 (0.1)	0.1 (0.2)	T (T)	0.1 (0.2)	0.06 (0.1)	0.1 (0.1)	0.1 (0.1)
Doré jaune 40 cm	0.06 (0.1)	0.3 (1.1)	0.1 (0.4)	0.06 (0.1)	0.07 (0.1)	0.1 (-)	0.07 (0.2)	0.2 (0.6)	0.1 (-)	0.05 (0.3)	0.06 (0.1)
Achigan à petite bouche 30 cm	--	0.2 (0.2)	0.1 (0.2)	--	0.2 (-)	--	T (-)	--	0.1 (0.2)	T (-)	T (-)
Meunier noir 42 cm	0.06 (0.1)	0.1 (0.2)	0.07 (0.1)	0.05 (0.1)	0.07 (0.2)	0.1 (0.1)	0.2 (0.6)	0.1 (-)	0.08 (0.6)	T (0.1)	--
Barbotte brune 28 cm	T (0.1)	T (0.6)	0.07 (0.2)	0.09 (0.8)	0.1 (0.2)	0.06 (0.1)	0.07 (0.6)	0.2 (0.3)	T (T)	T (-)	--
Esturgeon de lac 60 cm	--	--	0.4 (-)	0.1 (0.2)	0.3 (-)	0.2 (0.5)	0.1 (0.4)	0.2 (0.5)	--	0.08 (0.1)	--
Perchaude 25 cm	ND	T (0.1)	0.06 (0.1)	T (0.1)	T (0.1)	0.05 (0.2)	0.06 (0.1)	0.05 (-)	T (T)	T (-)	--
Crapet-soleil 18 cm	T (0.1)	T (T)	0.06 (-)	T (T)	T (T)	--	--	0.1 (0.2)	T (-)	--	--

T = trace (<0.05 ppm)

ND = non détecté

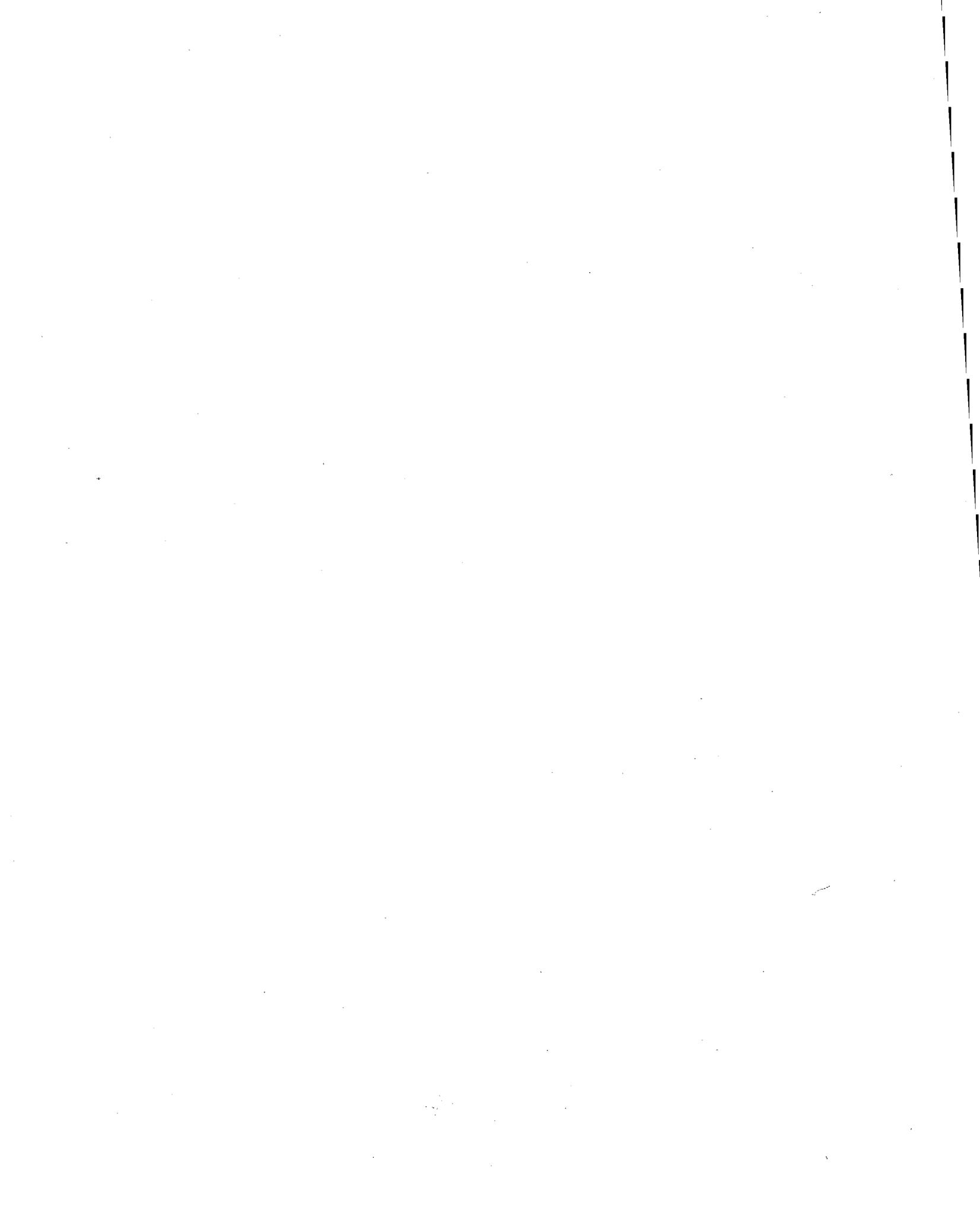
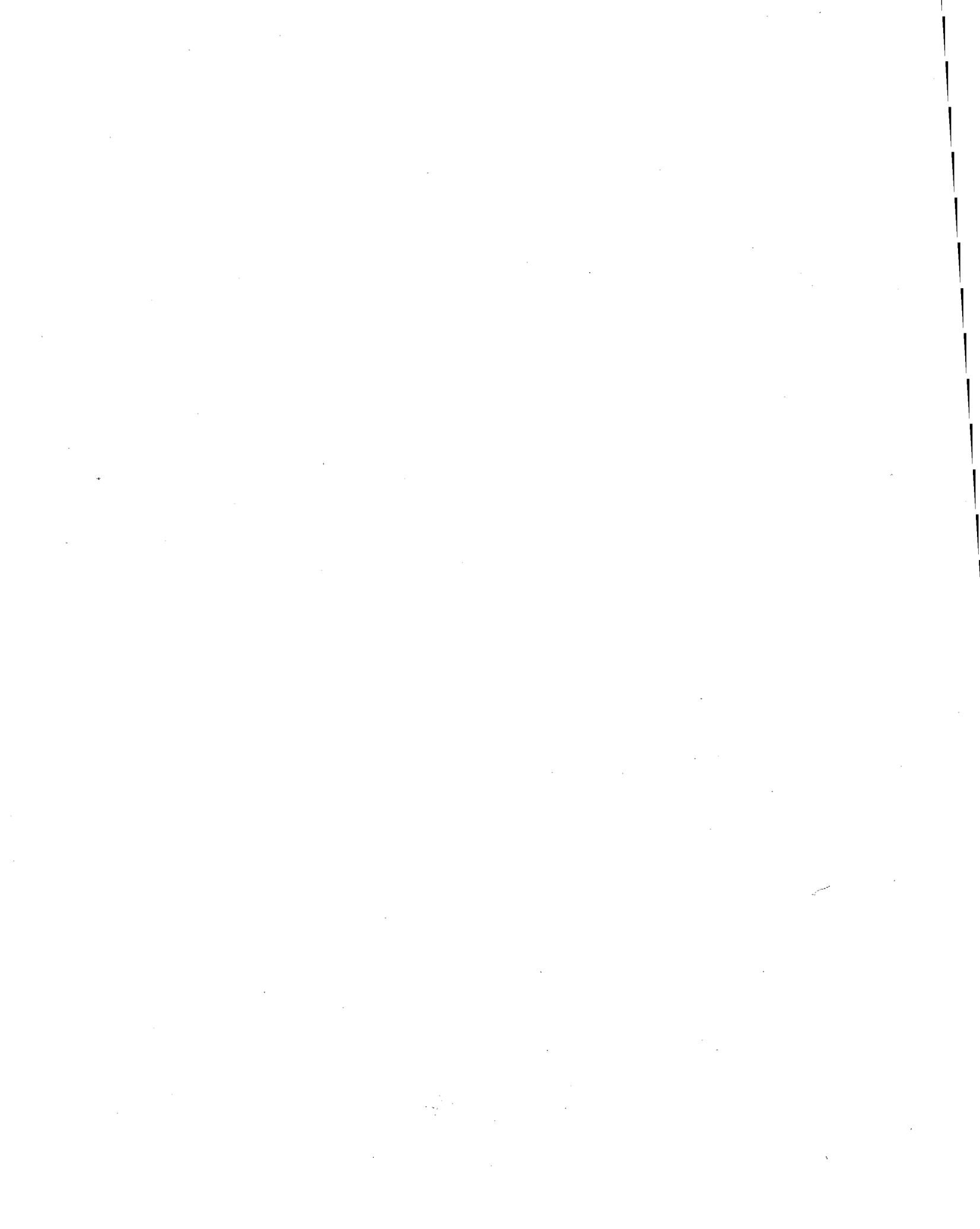


Tableau 3.3.2 - Moyennes des concentrations (en ppm) et valeurs maximales indiquées entre parenthèses de dieldrine dans la chair des poissons capturés.

ESPECES	Stations (localisation dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1)										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Grand brochet	T (T)	ND	T (T)	ND	T (T)	T (T)	ND	ND	ND	T (T)	T (T)
Doré jaune	T (T)	0.05 (0.1)	T (T)	ND	T (T)	--	ND	T (T)	ND	T (T)	T (T)
Achigan à petite bouche	--	T (T)	T (T)	--	--	--	ND	--	T (T)	ND	T (T)
Meunier noir	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	ND	--
Barbotte brune	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	ND	--
Esturgeon de lac	--	--	0.1 (-)	T (0.1)	0.1 (-)	0.06 (0.1)	T (T)	0.05 (0.1)	--	T (T)	--
Perchaude	ND	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	T (T)	ND	--
Crapet-soleil	ND	ND	T (-)	ND	T (T)	--	--	T (T)	ND	--	--

ND = non-décelé

T = trace (< 0.05 ppm)



En ce qui concerne la consommation humaine des poissons, les concentrations ne dépassent pas les normes. Donc, on peut juger que les pesticides organochlorés ne posent pas de problème pour la consommation. Si les taux dans la chair reflètent la pollution ambiante, il semble qu'il y en ait très peu. Le produit de dégradation du DDT, le DDE, est le seul composé qui se trouve en quantité significative. Même si la présence de DDT en quantité élevée a été liée à des problèmes de reproduction chez les poissons (Boelens and Rumsey, 1972), nous ne croyons pas que les pesticides organochlorés chez nos poissons causeraient ces mêmes problèmes, puisqu'ils ne se trouvent qu'en très petites quantités.

3.3.2 - PCB

Le terme PCB est l'abréviation de polychlorobiphényles. Ce sont des produits chimiques industriels, tels que l'aroclor, le clophen, le phénochlor et plusieurs autres qui ne sont en fait que des mélanges isomériques de PCB (Veith and Lee, 1970).

A cause de leur stabilité et d'autres caractéristiques, les PCB ont été utilisés à de multiples fins, par exemple: plastifiants pour les enduits et les résines acryliques, dans les encres, les caoutchoucs, les cires et les colles synthétiques, et aussi comme fluides hydrauliques, diélectriques, lubrifiants à haute pression, agents de refroidissement, et enfin, comme substance anti-volatile pour certains pesticides (Veith and Lee, 1970; Reynolds, 1971; Hutzinger et al., 1974; Task force, 1976).

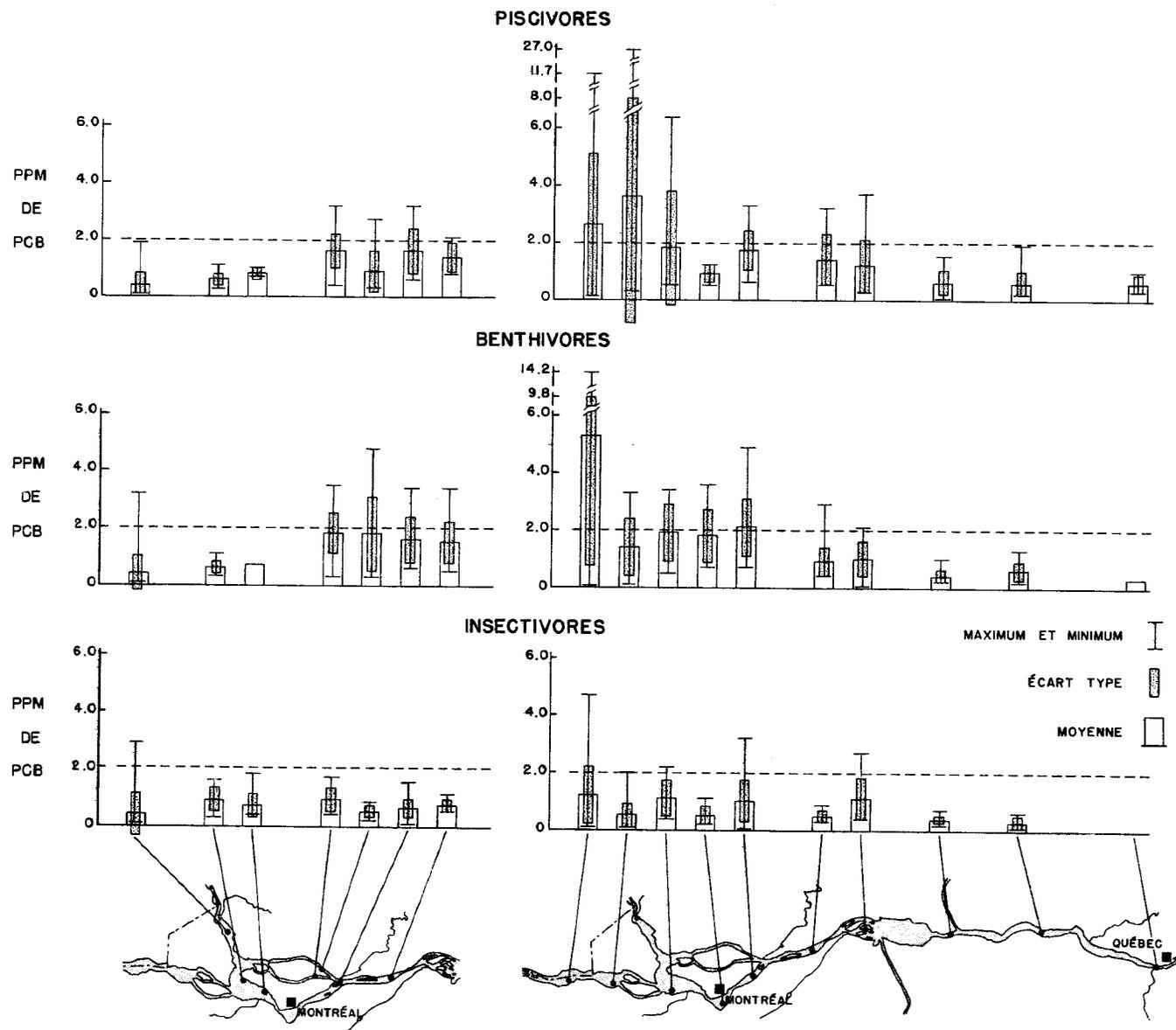
La compagnie Monsanto, qui est la seule fabricante de PCB en Amérique du Nord, offre huit formules de biphényles polychlorés:

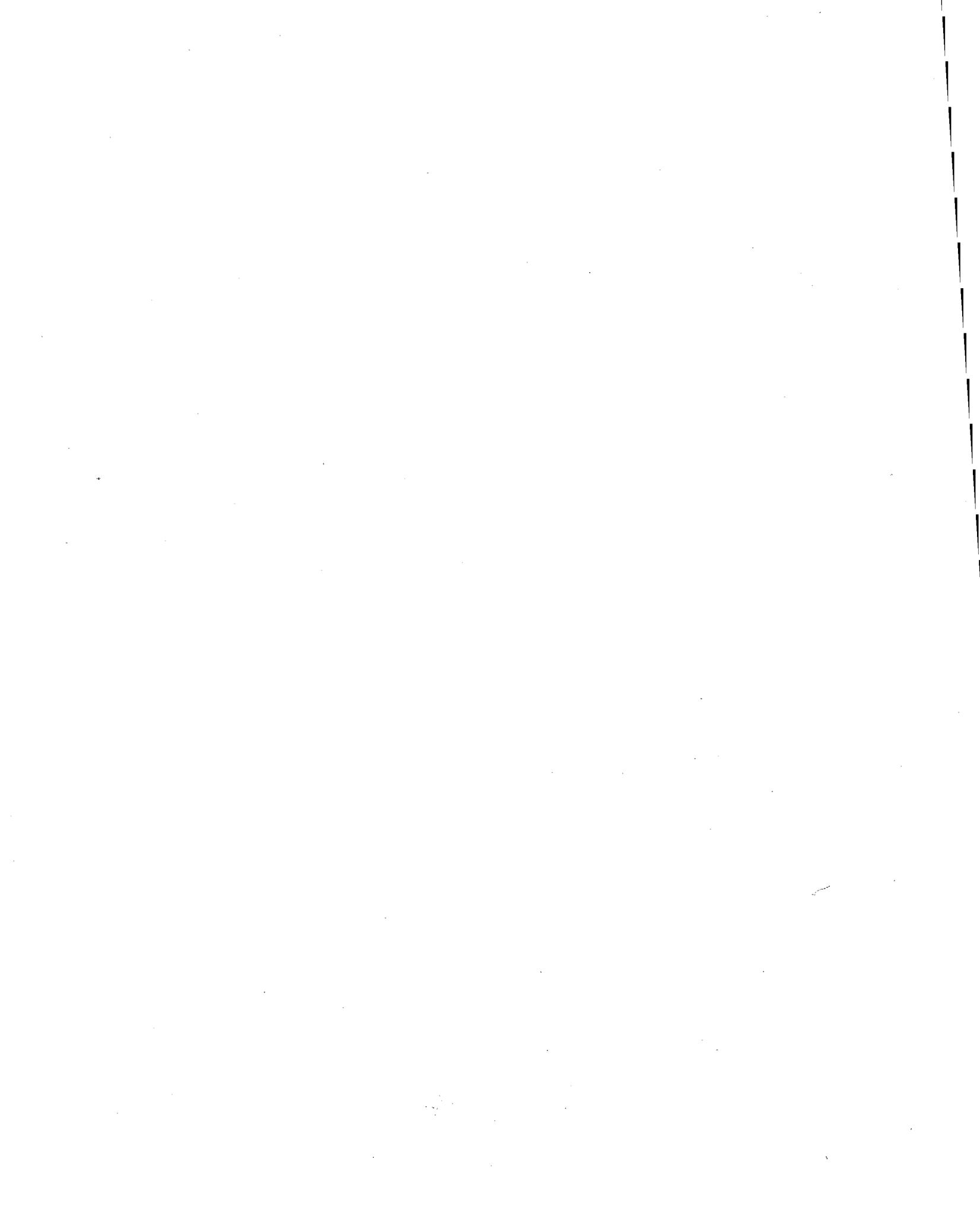
Aroclor 1221, 1232, 1242, 1248, 1254, 1260, 1262. Parmi ces produits, le 1254 est le plus commun. (Note: Les deux derniers chiffres indiquent le pourcentage de chlore). L'Aroclor 1254 est souvent le seul produit considéré dans les études de la pollution par les PCB. Ce produit est utilisé comme diélectrique et agent de refroidissement dans les transformateurs. A cause de leur toxicité et de leur potentiel cancérigène, l'usage des PCB a été restreint depuis quelques années aux transformateurs et aux condensateurs (Maugh, 1972; Task force, 1976), bien que l'on retrouve encore toutes sortes de PCB incorporées dans d'autres produits.

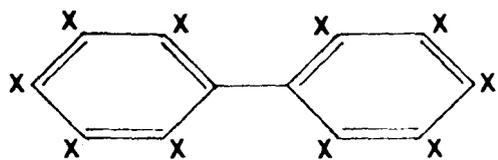
Les PCB, si diversifiés et si utilisés, constituent un polluant de taille si l'on considère leur toxicité élevée et leur stabilité (Peakall 1975; Task force, 1976). Leur façon de contaminer le milieu n'est pas connue exactement. Les égouts urbains en contiennent apparemment une quantité importante (Zitko and Choi, 1971). C'est ainsi, par exemple, que Holden (1970) en a trouvé jusqu'à 14 ppm dans les égouts de la région de Manchester, en Angleterre. Un autre mode de contamination est la voie atmosphérique (Reynolds, 1971; Strachan, 1977), celle des effluents industriels et par les usines de traitement des eaux usées et les décharges des déchets solides (Task force, 1976).

Le comportement des PCB dans le milieu est semblable à celui des pesticides organochlorés et, au début, leur présence dans les échantillons interférait l'analyse de ces pesticides par gaz-chromatographie (Reynolds, 1971). Leur formule de structure chimique ressemble à celle de p,p'-DDE.

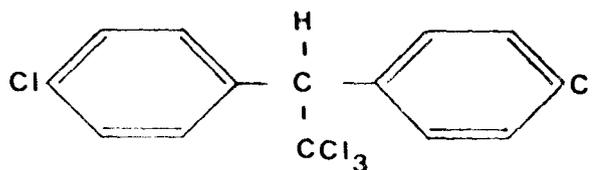
FIGURE 3.3.1 - Moyennes, écarts-types et valeurs minimums et maximums des concentrations de PCB dans la chair des poissons piscivores, benthivores et insectivores du fleuve Saint-Laurent







PCB - formule générale



p,p'-DDT

(Les X représentent des sites potentiels pour le chlore).

Comme les pesticides organochlorés, les PCB sont stables, insolubles dans l'eau, mais très solubles dans les corps gras et les lipides. En milieu aquatique, ils sont rapidement absorbés par les organismes.

Actuellement, les PCB sont présents à peu près partout dans l'environnement aquatique (Anon., 1972a). Les organismes concentrent les PCB dans leurs tissus. A ce propos, Sanders and Chandler (1972) rapportent que les invertébrés aquatiques peuvent en avoir une concentration 30,000 fois plus élevée que celle de l'eau ambiante. Il résulte donc que des concentrations minimales dans les eaux peuvent entraîner des taux élevés et dangereux chez les organismes, d'autant plus qu'ils sont bioconcentrés le long de la chaîne alimentaire (Jensen et al., 1969; Greichus et al., 1973).

Pour les cellules humaines disposées in vitro, les PCB se sont avérés aussi toxiques que le DDT (Zitko and Choi, 1971). Les PCB sont considérés comme étant cancérigènes, susceptibles de provoquer des mutations génétiques, des défauts tératogéniques, des problèmes de reproduction et des dérangements du métabolisme général et de celui

du calcium en particulier (Reynolds, 1971; Ahmed, 1976). En plus, ils traversent facilement le placenta et de ce fait peuvent contaminer le foetus. La toxicité pour les humains s'est manifestée au Japon quand la consommation de l'huile de riz contaminée provoquait des maladies de peau, la cécité, (le syndrome Yusho) et d'autres malaises (Ahmed, 1976). On a effectué certaines études sur la toxicité des PCB, mais pour les organismes aquatiques, elles sont encore limitées. Récemment, Kaiser (1976) a soulevé la possibilité que la toxicité extrême des PCB pourrait être due à la présence des impuretés (0.1 - 0.5 ppm), notamment les dibenzofuranes, dans les PCB de commerce. Les dibenzofuranes sont 10 000 à 1 000 000 fois plus toxiques que les PCB. On n'a pas encore déterminé la signification de cet aspect dans la pollution par les PCB (Task force, 1976).

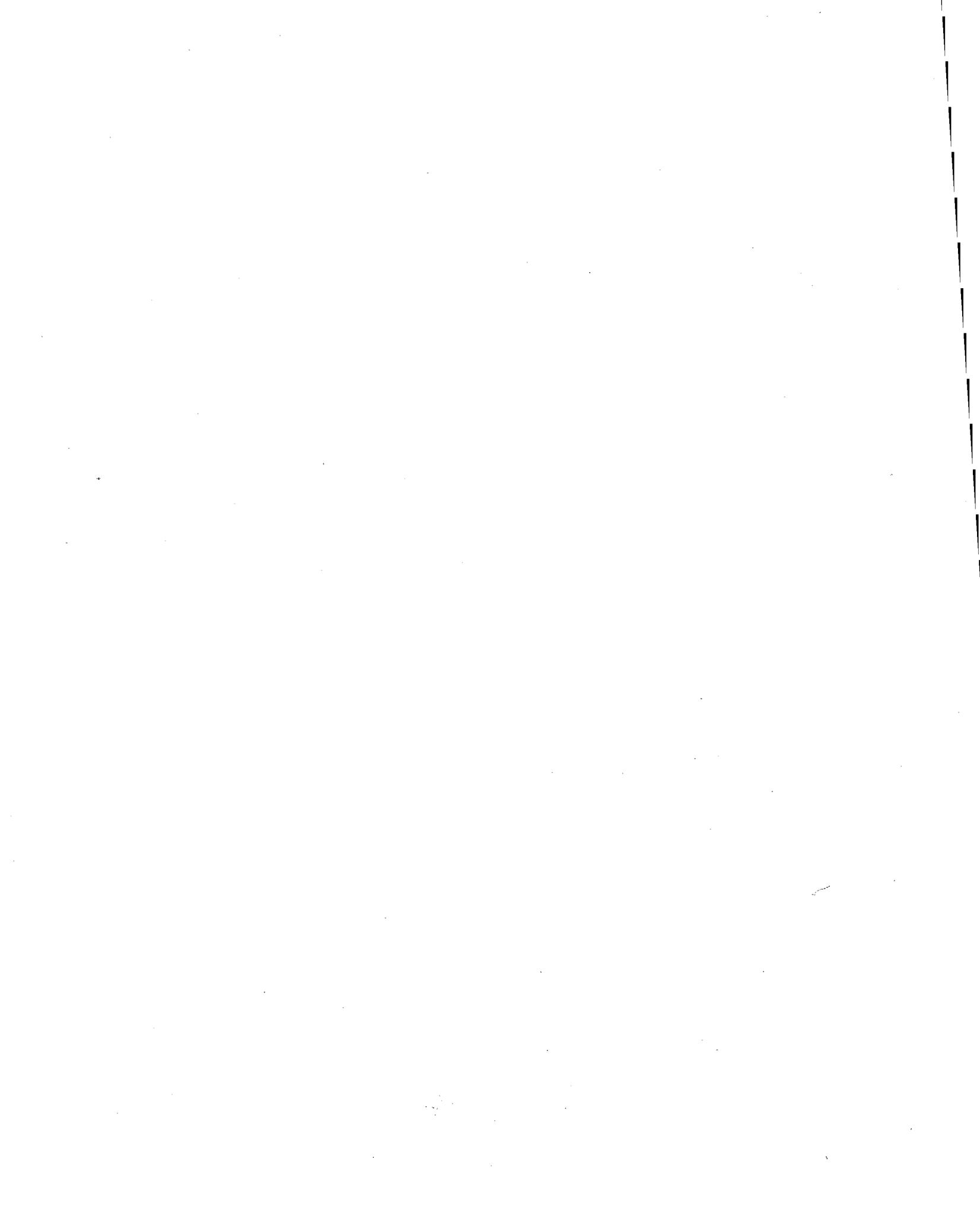
La norme gouvernementale pour la mise en marché des poissons au Canada a été établie intérimairement à 2 ppm. La norme aux Etats-Unis est plus élevée: 5 ppm.

Les calculs, basés sur des études toxicologiques, par lesquels on est arrivé à ces normes sont souvent jugés contestables. Highland (1976), par exemple, discute assez critiquement ces normes. Selon le FDA, basé sur des études toxicologiques avec des chiens, des rats et des singes, et même des humains, une ingestion de 0.07 - 0.28 mg/jour est acceptable (pour un homme "standard" de 70 kg), ce qui est, selon Highland quand même très discutable. Le danger se trouve dans le fait que les PCB ne sont presque pas excrétés. Donc, une ingestion très minime peut, à long terme, causer une accumulation considérable.

TABLEAU 3.3.3 - Moyennes et valeurs maximales indiquées entre parenthèses (en ppm) des concentrations de PCB dans la chair des poissons capturés. La longueur moyenne est indiquée avec l'espèce.

ESPECES	Stations (localisation dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1)																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Grand brochet 55 cm	2.4 (8.0)	2.5 (7.4)	2.5 (12)	0.5 (0.5)	1.6 (2.5)	1.3 (2.6)	1.0 (1.1)	0.8 (2.2)	0.6 (1.5)	--	0.8 (0.9)	--	0.6 (1.1)	1.4 (3.2)	1.4 (2.1)	0.4 (0.6)	0.7 (--)
Doré jaune 40 cm	2.8 (12)	5.7 (11)	1.1 (1.9)	0.5 (1.9)	2.0 (3.3)	2.0 (3.2)	1.7 (3.2)	2.3 (3.7)	0.6 (1.1)	0.6 (1.9)	0.4 (1.0)	0.9 (1.2)	0.6 (0.8)	0.8 (0.9)	1.4 (1.9)	1.0 (2.7)	0.9 (1.0)
Achigan à petite bouche 30 cm	1.1 (2.2)	3.2 (5.7)	1.4 (2.0)	0.7 (0.8)	2.1 (--)	3.2 (--)	2.4 (3.8)	--	0.4 (0.6)	0.7 (--)	0.4 (0.5)	1.5 (2.2)	1.5 (3.8)	1.1 (--)	1.2 (2.1)	1.1 (3.4)	--
Meunier noir 42 cm	6.1 (13)	1.0 (2.9)	1.2 (3.1)	0.3 (0.5)	2.4 (4.9)	1.8 (3.3)	1.8 (3.5)	1.0 (1.1)	0.5 (0.8)	0.6 (1.3)	0.3 (--)	1.8 (3.6)	0.5 (1.1)	1.3 (2.9)	1.5 (3.4)	1.8 (4.5)	0.7 (--)
Barbotte brune 28 cm	4.9 (14)	1.9 (3.3)	2.5 (3.4)	0.5 (3.2)	1.9 (3.5)	1.7 (3.4)	1.3 (2.4)	1.0 (2.1)	.4 (1.0)	0.2 (--)	--	--	0.6 (0.9)	0.8 (1.0)	1.4 (2.8)	1.8 (4.8)	--
Esturgeon de lac 60 cm	--	--	3.4 (--)	0.6 (0.9)	2.6 (--)	3.4 (15)	4.2 (13)	1.9 (2.9)	0.7 (--)	1.2 (4.0)	--	2.4 (2.9)	--	1.1 (3.2)	1.8 (2.9)	1.8 (3.1)	--
Perchaude 25 cm	1.5 (2.4)	0.6 (2.0)	1.0 (1.8)	1.1 (2.9)	0.9 (3.2)	0.5 (0.8)	0.9 (1.7)	1.1 (2.7)	0.5 (0.7)	0.3 (0.6)	--	1.1 (--)	--	0.5 (0.9)	0.7 (1.1)	0.5 (0.8)	0.8 (1.8)
Crapet-soleil 18 cm	1.0 (4.7)	0.5 (0.8)	2.2 (--)	0.2 (0.2)	1.0 (2.6)	1.1 (1.5)	--	1.0 (2.3)	0.2 (--)	--	--	0.6 (--)	0.9 (1.6)	--	--	--	0.6 (--)

une valeur extrême de 27 ppm.



Un repas de 200 g d'un poisson contaminé, disons de 2.5 ppm, présente une quantité de 0.5 mg de PCB au consommateur standard de 70 kg, ce qui dépasse largement la dose acceptable, 0.07 - 0.28 mg. Toutefois, si l'on considère un repas de 200 g de poisson par semaine, l'ingestion quotidienne devient 0.07 mg/jour. Il faudra manger 800 g de poisson à 2.5 ppm de PCB par semaine pour dépasser 0.28 mg.

Nos poissons sont très contaminés, les taux varient entre 0 et 15 ppm (une valeur extrême de 27 ppm (Tableau 2.1), et beaucoup de spécimens, surtout dans le lac Saint-François et dans la région de Montréal, dépassent la norme gouvernementale de 2.0 ppm.

Les concentrations chez les piscivores (brochets et dorés) et les benthivores (meuniers et harbottes) sont beaucoup plus élevées que chez les insectivores (perchaudes et crapets-soleil) (Tableau 3.3.3). Grossièrement, les piscivores et les benthivores manifestent le même degré de contamination. Toutefois, les dorés, ainsi que les esturgeons, dépassent souvent toutes les autres espèces étudiées. Donc, les insectivores sont comparativement peu contaminés, comme c'est d'ailleurs le cas pour le mercure et les pesticides, mais non pour les métaux lourds.

L'esturgeon, qui semble être peu contaminé par le mercure (souvent inférieur à 0.2 ppm) contient beaucoup de PCB; les moyennes varient de 0.6 à 4.2 ppm (Tableau 3.3.3). En effet, il atteint une des plus hautes valeurs enregistrées, soit 15 ppm (Station 6, Repentigny).

La variation spatiale (Figure 3.3.1) démontre que la situation s'améliore en allant vers Québec. Il est possible que la forte industrialisation dans la région de Montréal, et peut-être une forte concentration démographique, soient responsables de cette distribution. De plus, un apport en provenance de la région de Cornwall ou du lac Ontario pourrait expliquer les hautes concentrations dans le lac Saint-François. Ce lac est, de loin, la région la plus contaminée du territoire étudié.

D'une façon générale, les concentrations de PCB dans les Grands Lacs sont souvent très élevées et assez semblables à celles trouvées chez nos poissons. Dans le lac Ontario, les taux peuvent atteindre 30 ppm (Anon., 1977 a); le saumon du lac Michigan présente des taux de 14 ppm (Zitko and Choi, 1971); Parejko et al., (1975) rapportent des concentrations variant de 1.3 à 7.7 ppm pour le touladi (truite de lac). Toutefois, des concentrations moins élevées ont été rapportées: 1 ppm pour quelques brochets du lac Ontario (Kaiser, 1974) et 0.2 - 0.3 ppm pour la perchaude du lac Erié (Kelso and Frank, 1974).

Pour le Canada, les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent sont les régions les plus contaminées (Task force, 1976). Ailleurs, la contamination est beaucoup moins grave, souvent en bas de 0.5 ppm.

On a émis l'hypothèse que les poissons gras contiendraient plus d'organochlorés à cause du facteur solubilité (Parejko et al., 1975). Ceci pourrait expliquer partiellement pourquoi le meunier, la barbotte et l'esturgeon sont aussi affectés que les grands poissons piscivores, en supposant que la chair des premiers contient plus de matière grasse que celle des derniers. En général, les salmonidés aussi sont très contaminés par les PCB (et par les pesticides), probablement pour ces

mêmes raisons. L'anguille, un poisson très gras, s'est avérée très contaminée. Une autre possibilité est que l'habitat benthique peut causer une accumulation plus élevée, soit à cause des sédiments, soit à cause de la nourriture. Donc, l'accumulation des PCB est influencée par la position trophique, la teneur en lipides des tissus, l'habitat et la nourriture. Ces facteurs expliquent pourquoi il n'y a pas une simple bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire.

Le doré, qui est une des espèces les plus contaminées, peut accumuler beaucoup de graisse dans la cavité abdominale. La teneur dans cette graisse chez quelques spécimens capturés par nous à Grondines était aussi élevée que 100 ppm! Le danger de ceci se manifeste au moment où le doré, par exemple en hiver, doit utiliser cette réserve de graisse. De plus, chez les femelles, cette graisse peut être utilisée pour former les oeufs, lesquels sont élevés en teneur de lipides. Ces lipides servent surtout de nourriture pour l'alevin vésiculé pendant une courte période après l'éclosion. Par conséquent, ceci peut causer une mortalité ou une intoxication grave chez ces alevins. Ces problèmes de reproduction chez les poissons ont été soulevés et discutés par plusieurs auteurs (Jensen et al., 1970; Boelens and Rumsey, 1972; Dadswell, 1976; Task force, 1976).

Nous avons analysé les oeufs chez quelques spécimens de poissons (Tableau 3.3.4). Les PCB ont tendance à se concentrer dans les oeufs, souvent plus que dans la chair (c'est le contraire pour le mercure), jusqu'à 4 ppm. Jensen et al., (1970) ont rapporté une corrélation entre les taux de 0.4 - 2 ppm de PCB et une mortalité de 16 à 100 % parmi les oeufs de saumon. Donc, il nous paraît essentiel que les effets des PCB sur la reproduction soient étudiés plus attentivement.

Quant à la consommation, plusieurs espèces dépassent fréquemment la norme de 2 ppm, au moins dans la région de Montréal. Malheureusement, nous n'avons pas trouvé une régression entre la taille des poissons et leur teneur en PCB, comme dans le cas du mercure. Donc, nous n'avons pas pu établir une longueur au-dessus de laquelle le poisson dépasse la norme. Par exemple, dans une même station un petit spécimen peut être plus contaminé qu'un gros spécimen et vice versa (les spécimens sont de la même espèce, bien entendu).

Pour former une idée de la gravité de la contamination, nous avons calculé le pourcentage de spécimens qui dépassent la norme de 2.0 ppm. Il faut se rendre compte que la norme n'est pas une valeur absolue qui détermine quand le poisson est ou n'est pas bon pour la consommation, mais plutôt une directive qui nous indique à quelles valeurs le poisson commence à être impropre. Evidemment, la validité de 2.0 ppm est discutable (Highland, 1976).

Dans le tableau 3.3.5 nous avons présenté ces pourcentages. Ces résultats confirment que la contamination est la plus grave dans le lac Saint-François et dans les eaux claires de la région de Montréal. Le crapet-soleil et la perchaude sont les espèces les moins affectées.

Ces pourcentages forment peut-être une indication de la probabilité qu'un spécimen dépasse la norme. Ceci et les moyennes, écarts-types, minima et maxima, sont utilisés pour établir des suggestions quant à la consommation, lesquelles seront données dans le prochain chapitre.

Tableau 3.3.4 - Mercure et PCB dans la chair et dans les oeufs de quelques espèces, capturées au printemps 1976 dans le fleuve entre Repentigny et Contrecoeur, ainsi que la distribution de mercure dans le brochet.

Espèce	poids (g.)	longueur (cm)	tissu	Hg (ppm)	PCB (ppm)
grand brochet	448	38	filet	0.33	0.3
			oeufs	0.01	2.0
grand brochet	6944	100	filet	1.33	1.9
			oeufs	0.17	3.4
meunier noir	1736	50	filet	2.00	1.6
			oeufs	0.10	2.1
barbotte brune	560	33	filet	0.92	2.1
			oeufs	0.02	1.7
grand brochet	5700	95	filet	1.01	1.4
			foie	0.95	3.6
			coeur	0.99	--
			cerveau	0.74	--
			reins	0.80	--

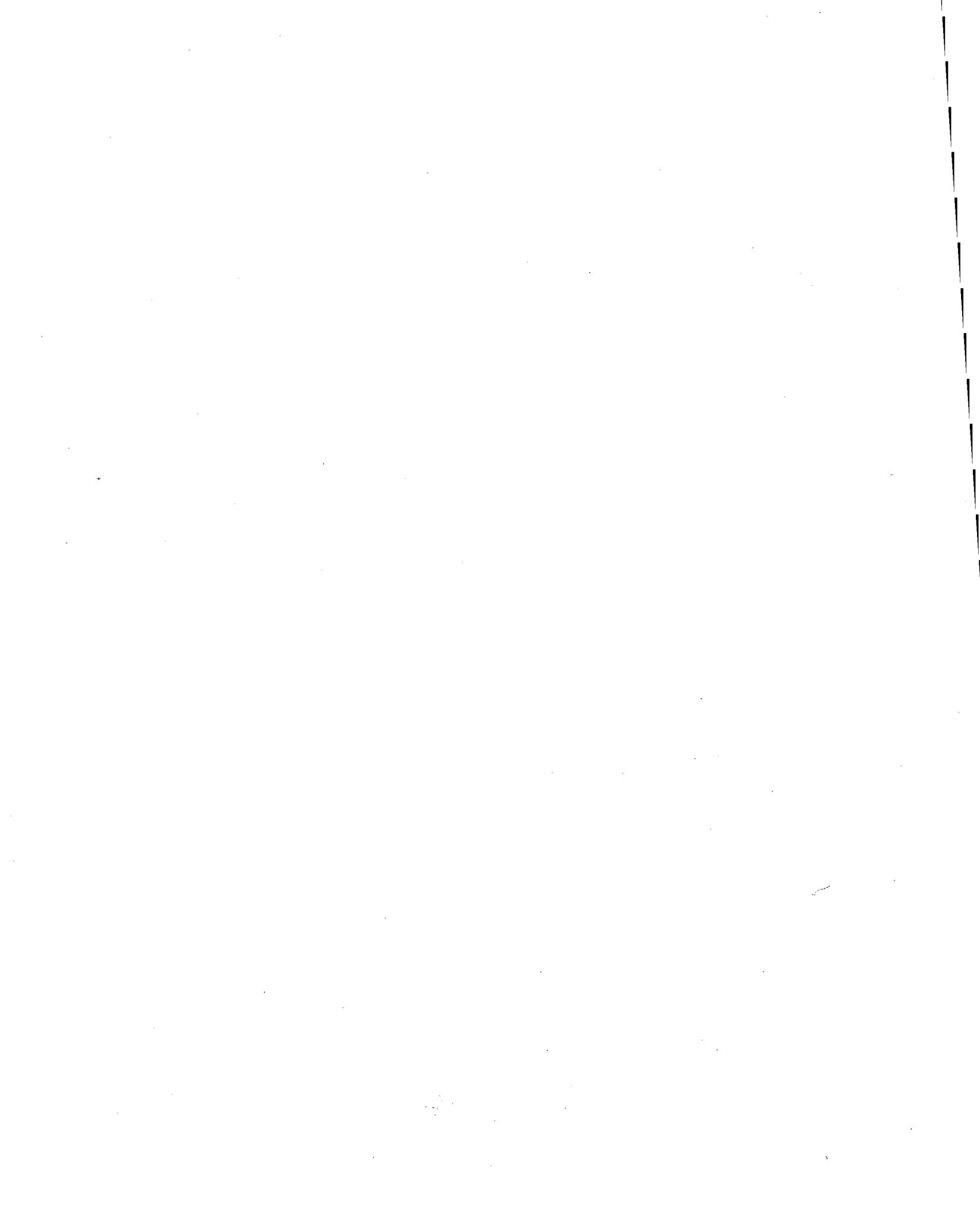
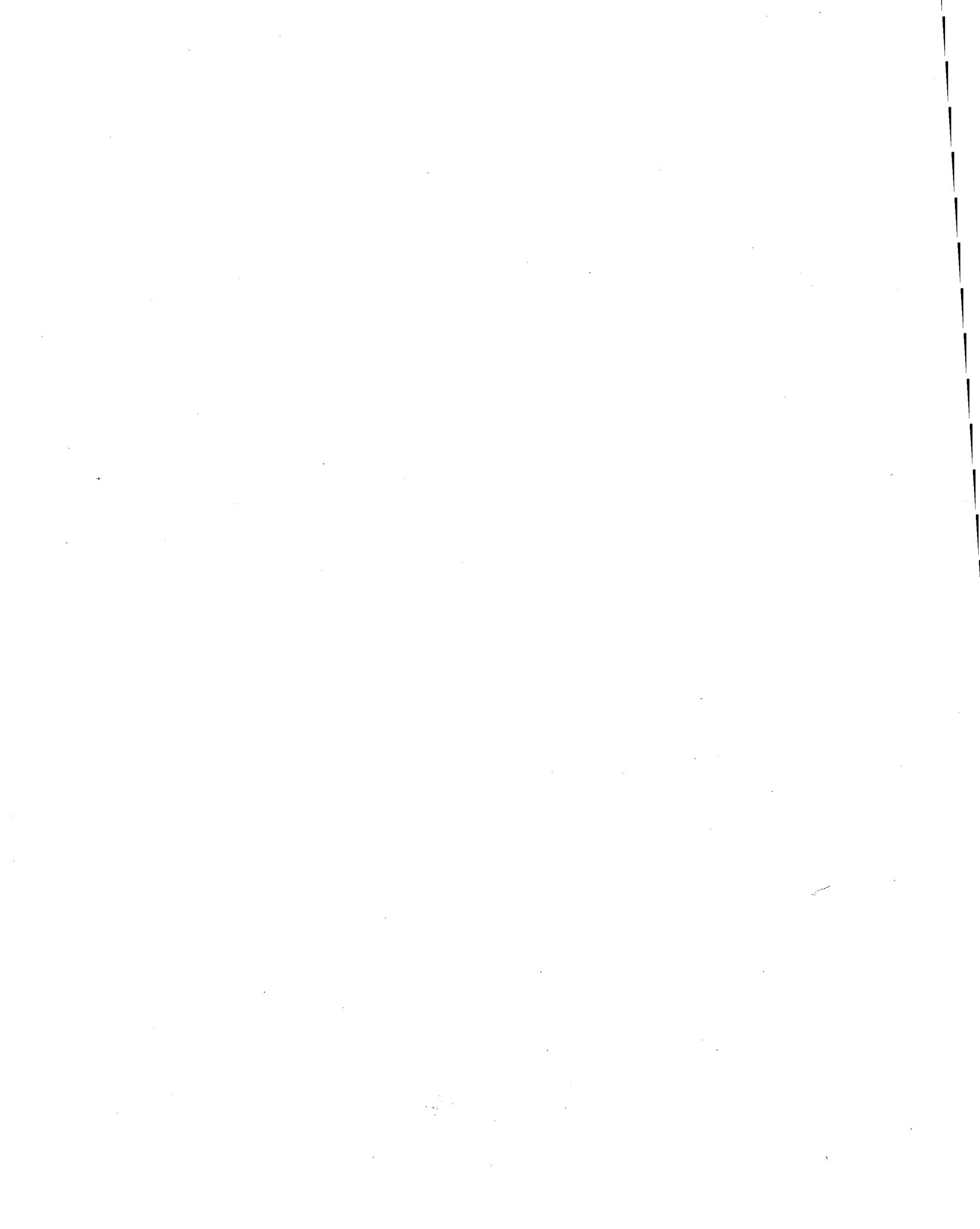


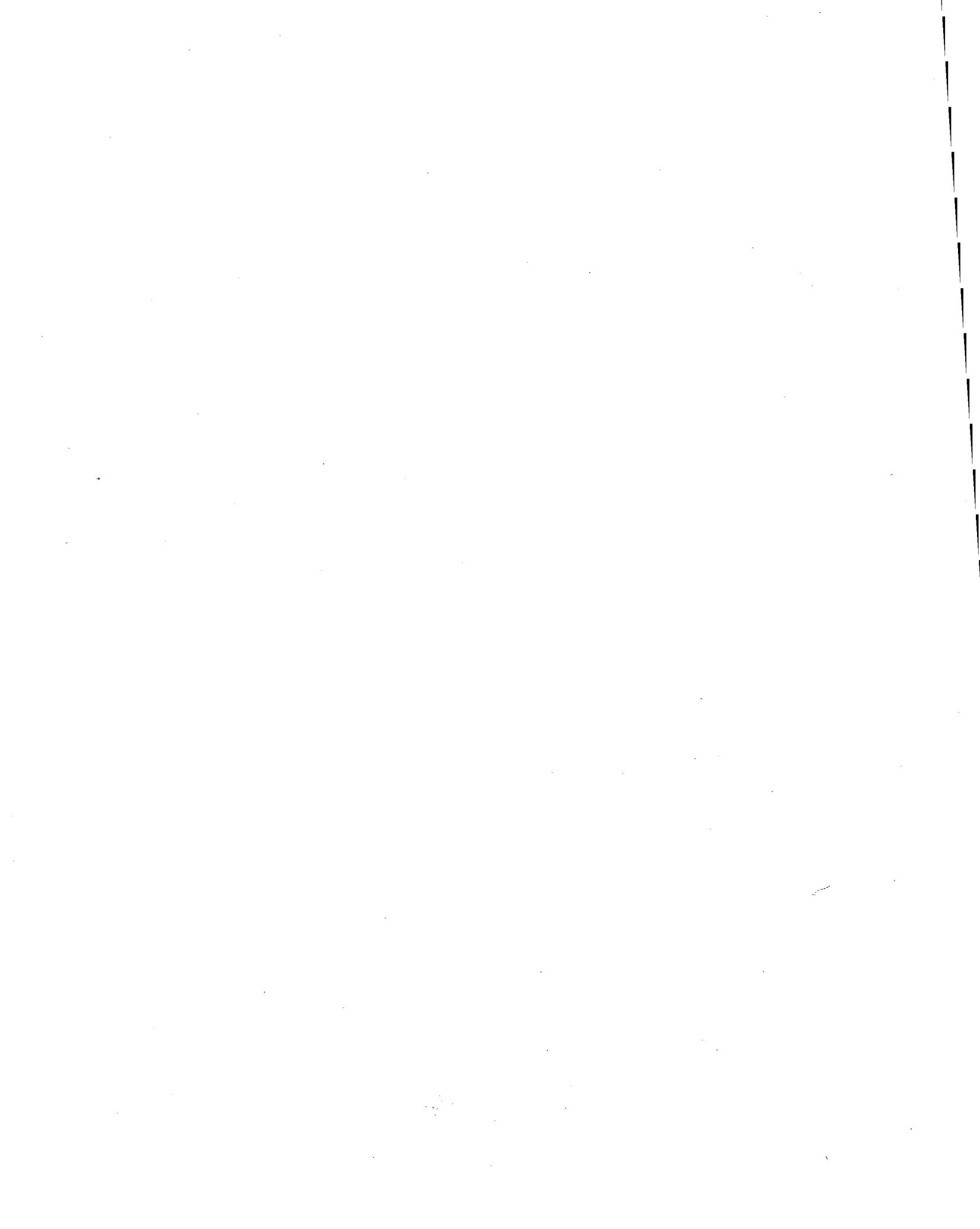
Tableau 3.3.5 - Pourcentages (arrondis) des poissons capturés dépassant la norme de 2.0 ppm de PCB.
Le nombre de spécimens est indiqué entre parenthèses.

Espèces	Stations (localisation dans la figure 1.1.1 et le tableau 1.1.1)																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Grand brochet	30 (19)	35 (22)	45 (16)	0 (9)	45 (16)	10 (9)	--	10 (21)	0 (15)	--	0 (5)	--	0 (9)	30 (14)	20 (5)	0 (3)	--
Doré jaune	40 (15)	80 (18)	0 (16)	0 (9)	40 (5)	45 (7)	25 (27)	70 (7)	0 (8)	0 (23)	0 (5)	0 (5)	0 (7)	--	--	10 (17)	--
Achigan à petite bouche	25 (4)	50 (4)	0 (4)	0 (6)	--	--	75 (4)	--	0 (4)	--	0 (4)	25 (4)	25 (20)	--	10 (10)	10 (17)	--
Meunier noir	85 (7)	10 (14)	10 (12)	0 (10)	60 (20)	40 (16)	40 (15)	0 (4)	0 (6)	0 (33)	--	35 (15)	0 (10)	25 (4)	20 (15)	35 (15)	--
Barbotte brune	80 (14)	55 (11)	85 (12)	5 (18)	40 (21)	30 (10)	10 (14)	5 (25)	0 (20)	--	--	--	0 (4)	0 (17)	10 (10)	25 (15)	--
Esturgeon de lac	--	--	--	0 (11)	--	50 (14)	60 (5)	45 (16)	--	15 (7)	--	--	--	10 (14)	45 (14)	35 (12)	--
Perchaude	20 (4)	0 (12)	0 (8)	35 (3)	15 (15)	0 (18)	0 (15)	10 (21)	0 (22)	0 (5)	--	0 (5)	--	0 (12)	0 (15)	0 (11)	0 (13)
Crapet-soleil	10 (20)	0 (9)	--	0 (11)	7 (15)	0 (3)	--	25 (4)	--	--	--	--	0 (11)	--	--	--	--



CHAPITRE IV

Conclusions et recommandations



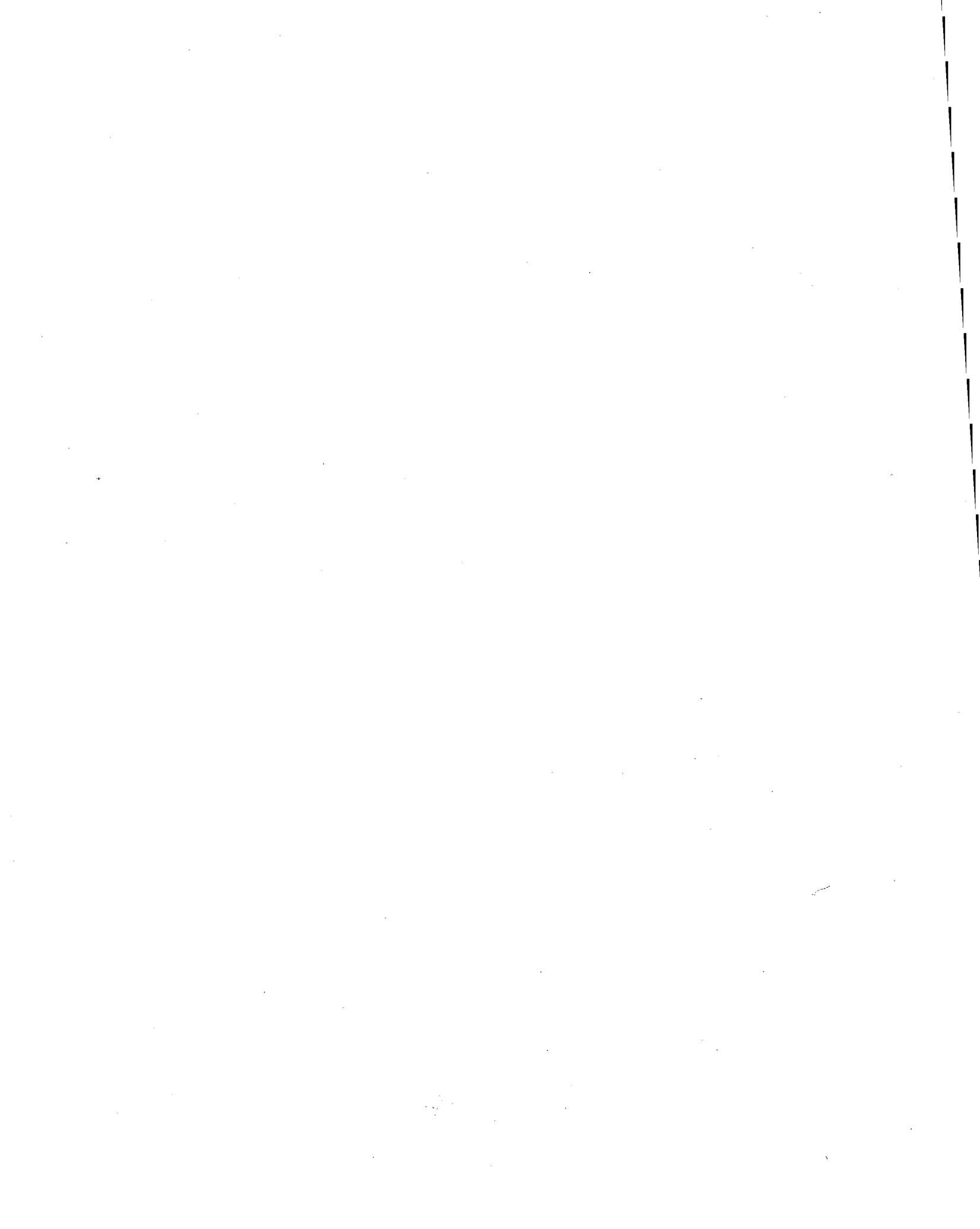
4 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

4.1 - Consommation

En ce qui concerne les métaux lourds (excluant le mercure) et les pesticides organochlorés, il n'y a pas de problème évident pour la consommation humaine.

Quant au mercure et aux PCB, les poissons du fleuve Saint-Laurent sont gravement contaminés, surtout dans la région de Montréal. Nous conseillons de limiter la consommation de certaines espèces à certains endroits, pour qu'elle ne dépasse pas 200 - 400 g par semaine; les femmes enceintes et celles qui allaitent devraient s'abstenir complètement. Dans le tableau 4.1.1 nous avons présenté les espèces, les endroits et la quantité qu'on peut consommer dans une semaine, ce qui a été basé sur les normes et l'ingestion quotidienne acceptable. Il faut bien se rendre compte que ces chiffres sont très approximatifs, d'autant plus que le danger est plutôt une question de degré; il n'y a pas un seuil de toxicité. Aussi, un repas de 400 g d'un poisson à 0.5 ppm équivaut à 200 g à 1 ppm. Donc, il est très difficile de déterminer où la salubrité des poissons comme nourriture arrête et où le danger commence.

En résumé, les problèmes existent surtout dans le lac Saint-François et dans les régions sud du lac Saint-Louis et du bassin de Laprairie, et, à un degré moindre, le long de la rive sud du couloir fluvial Longueuil - Sorel. La contamination des poissons dans les eaux brunes de la région de Montréal est beaucoup moins grave, et en aval de Sorel la situation s'améliore nettement. Les espèces les plus à surveiller sont le grand brochet, le doré jaune et l'esturgeon de



lac, et, à un degré moindre, l'achigan à petite bouche, le meunier noir et la barbotte brune. Les espèces comme la perchaude et le crapet-soleil ne présentent presque pas de problèmes.

Nous proposons aussi d'inclure une petite carte du fleuve, avec une liste des espèces contaminées et leurs endroits dans la petite brochure distribuée par le Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche aux pêcheurs, quant ils viennent chercher leurs permis de pêche.

Enfin, signalons que le fait de considérer les contaminants séparément nous paraît insuffisant, bien que des connaissances sur les interactions (synergisme et antagonisme) sont encore très limitées. Comme solution intérimaire il a été suggéré que la somme des rapports entre les concentrations des substances toxiques et les normes de mise en marché des poissons ne dépasse pas l'unité (= 1). En appliquant cette recommandation beaucoup de poissons du fleuve seraient impropres à la consommation.

4.2 - Qualité de la vie aquatique

4.2.1 - Métaux lourds

Nous excluons le mercure des métaux lourds dans cette discussion, à cause de son comportement et sa forme chimique différente (méthyle de mercure).

Il ne nous est pas possible de relier les concentrations des métaux lourds dans la chair avec un certain degré d'intoxication du poisson lui-même. Il est même peu probable que la présence des métaux comme telle dans la chair ait un effet toxique sur l'organisme. Comme

Tableau 4.1.1 : Localisation des espèces de poissons contaminées par le mercure ou les PCB, et suggestion pour la consommation humaine (200 g est considéré l'équivalent d'un repas).

Espèces			lac Saint-Louis bassin de Laprairie				lac des deux Montagnes		Couloir fluvial Longueuil - Sorel				Rivière des Prai- ries - des Mille Iles		lac Saint- Pierre		en aval des Trois- Rivières	
	LT	QC	LT	QC	LT	QC	LT	QC	LT	QC	LT	QC	LT	QC				
Grand brochet	TS	<200	TS	<200	>65	<400	>60	<400	TS	<200	>55	<400	>55	<400	>65	<400	>75	<400
Doré jaune	TS	<200	TS	<200	>40	<400	>40	<400	TS	<200	>35	<400	>35	<400	>35	<400	>40	<400
Achigan à petite bouche	TS	<200	TS	<200	>30	<400	OK	--	TS	<400	>40	<400	>30	<400	>35	<400	>35	<400
Meunier noir	TS	<200	TS	<400	OK	--	OK	--	TS	<400	OK	--	TS	<400	OK	--	OK	--
Barbotte brune	TS	<200	TS	<400	OK	--	OK	--	TS	<400	OK	--	TS	<400	OK	--	OK	--
Esturgeon de lac	TS	<200	TS	<200	TS	<400	OK	--	TS	<200	TS	<200	TS	<200	>100	<400	>100	<400
Perchaude	TS	<400	TS	<400	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--
Crapet-soleil	TS	<400	TS	<400	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--	OK	--

LT = longueur totale du poisson

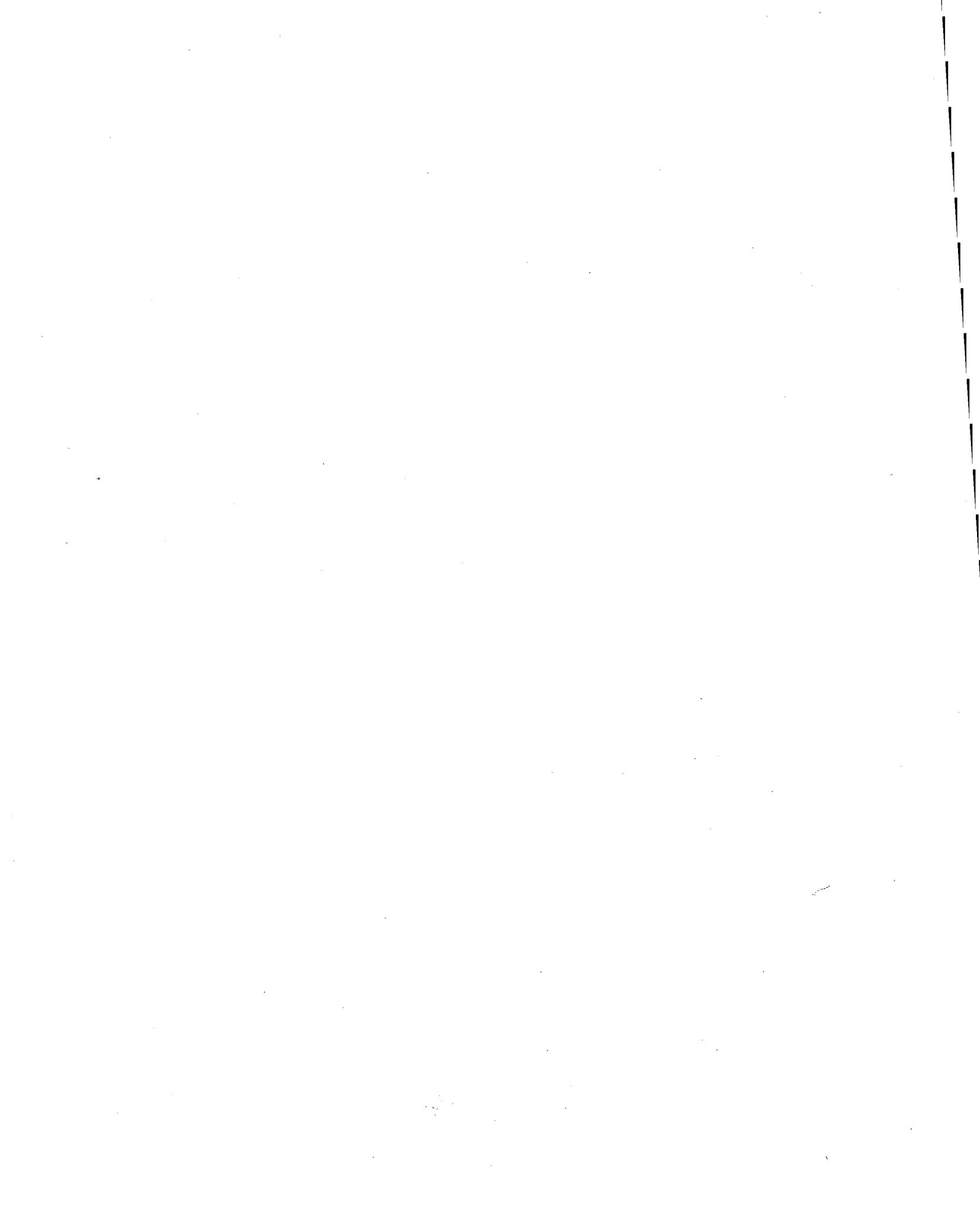
OK = pas de restriction pour la consommation

QC = quantité consommable du poisson contaminé

TS = tous les spécimens, c'est-à-dire, il n'y a pas une longueur minimum

> 65 = plus de 60 cm, il y a des restrictions conseillées pour la consommation

< 200 = consommation suggérée: moins de 200 g par semaine.



nous l'avons constaté, les concentrations sont plus élevées dans certains organes, et une toxicité possible se manifesterait à ce niveau. Malheureusement, notre étude visait surtout la qualité de la chair, et, par conséquent, nous n'avons que très peu de données sur les organes.

Nous avons trouvé très peu d'information dans la littérature scientifique à ce sujet, qui permettra de faire un lien entre le degré d'intoxication du poisson et les concentrations dans les organes. En effet, très peu de travail a été fait dans ce domaine, ce qui fut confirmé par plusieurs scientifiques (Dr Zitko, Environnement Canada, Pêches et Sciences de la mer, et Dr Sandy, Santé nationale et Bien-être social, section de toxicologie, communication personnelle; Waldichuk, 1974; voir aussi p. 297, Andrew et al., 1976). Donc, les recherches sont urgentes dans ce domaine, et elles doivent absolument être encouragées par des subventions gouvernementales.

Nous proposons que, dans les programmes futurs, l'on détermine les concentrations des métaux lourds dans les organes (préférentiellement dans "target organs", par exemple, le foie et les reins", plutôt que dans la chair (après un "screening" des taux dans la chair, bien entendu), et que l'on établisse des normes permises en conséquence. Ce genre de travail est d'une importance première, si l'on veut vraiment connaître, surveiller et contrôler les conséquences de la contamination par les métaux lourds sur la vie aquatique.

4.2.2 - Mercure

Il y a très peu d'information qui lie les concentrations de mercure dans les tissus avec une mortalité ou un degré de toxicité chez

les poissons. Il a été rapporté que 15 ppm de mercure chez certains poissons ont causé des mortalités (GESAMP, 1976). Bien qu'il n'était pas spécifié sous quelle forme chimique se trouvait le mercure, nous soupçonnons que c'était du mercure méthylé dans la chair. Les poissons trouvés morts à Minamata avaient 9 - 24 ppm; et des brochets tués expérimentalement par le méthyle de mercure dans l'eau avaient 5 - 9 ppm dans la chair (Anon., 1972a).

Nous ne sommes pas certains que ces chiffres peuvent être appliqués aux poissons du fleuve; en effet, nous doutons que ces chiffres peuvent être reliés à une mortalité. La valeur la plus haute enregistrée était 3.5 ppm chez un brochet du lac Saint-Louis, ce qui est moins élevée que celles citées précédemment. Cependant, des concentrations aussi élevées que 25 ppm furent trouvées chez certains poissons du lac Saint-Clair (Anon., 1977) et dans le nord-ouest de l'Ontario. (Fimreite and Reynolds, 1973).

Il est vraisemblable que le méthyle de mercure, qui peut faire tant de tort chez les humains au niveau du système nerveux central, soit aussi néfaste pour les poissons, lorsqu'il s'est accumulé à un certain niveau.

Donc, pour remplir cette lacune dans nos connaissances, il faudra absolument déterminer la signification de la présence du mercure chez les organismes aquatiques (non seulement les poissons) et les conséquences pour leurs prédateurs ainsi que pour l'organisme lui-même. Il faudra surtout surveiller des "target organs" comme le cerveau, quant à leur contamination. De plus, puisque le mercure (méthylé) dépasse facilement la barrière placentale, la reproduction des

mammifères ichthyophages peut être affectée, et elle devrait aussi être observée.

4.2.3 - Composés organochlorés (PCB)

Nous traiterons surtout des PCB, mais les conclusions peuvent être appliquées aux pesticides, s'ils se trouvent en grande quantité (ce qui n'est pas le cas pour le fleuve).

Les effets toxiques de la présence des PCB chez les poissons et la vie aquatique sont plus connus que ceux des métaux lourds, surtout au niveau de la reproduction. Dans notre étude, les concentrations dans la chair et dans les oeufs sont suffisamment élevées pour soupçonner des problèmes de reproduction chez les poissons, du moins dans le lac Saint-François. Malheureusement, il y a peu de données concluantes sur cet aspect de la pollution des PCB, bien qu'il soit accepté que la reproduction chez les oiseaux et les mammifères ichthyophages soient déjà sérieusement compromise dans la région du lac Ontario.

La détermination des PCB devrait s'effectuer non seulement dans la chair, mais aussi dans les oeufs. De plus, nous proposons qu'il soit établi, dans le plus bref délai possible, quels sont les effets des PCB sur la vie aquatique et particulièrement sur la reproduction, pour en faire application à des situations réelles.

4.3 Bioaccumulation

La raison pour laquelle on s'inquiète de la présence des contaminants dans le milieu aquatique est que ces substances peuvent être

absorbées par les organismes pour y effectuer une action toxique. Donc, on s'intéresse à connaître les concentrations de ces substances, soit dans l'eau, soit dans les sédiments, soit dans les organismes.

Dans le cas des métaux lourds, nous n'avons pas trouvé une corrélation entre les taux dans les sédiments et les taux dans la chair. Il y a deux raisons possibles: la quantité totale d'un certain métal n'est pas disponible au complet pour les poissons (probablement en fonction des diverses formes chimiques du métal, sous lesquelles il se trouve dans les sédiments) et la chair n'est pas un bon tissu indicateur, c'est-à-dire, elle ne contient pas des concentrations en fonction du taux d'absorption des métaux par le poisson.

Comme il a été déjà mentionné, les organes semblent être plus contaminés que la chair, donc ils peuvent être considérés comme une meilleure indication de la biodisponibilité des métaux que la chair (la biodisponibilité est la quantité d'un métal qui peut être absorbée par un système biologique).

Pour déterminer un des aspects les plus importants de la pollution des métaux lourds, la biodisponibilité, nous proposons d'utiliser les concentrations dans les organes. De plus, la toxicité chronique se manifeste dans les organes.

Des organismes benthiques, surtout les mollusques bivalves, sont aussi des organismes indicateurs par excellence, puisqu'ils accumulent des métaux à un taux plus élevé que la chair des poissons. Une des raisons est, probablement, parce qu'il n'y a pas de bioconcentration des métaux lourds le long de la chaîne alimentaire. Donc, il

faut considérer les organismes benthiques dans des programmes de surveillance.

En ce qui concerne les PCB (ainsi que les pesticides organochlorés) et le mercure, les concentrations dans la chair semblent être une bonne indication de la biodisponibilité. De plus, ces composés sont bioconcentrés le long de la chaîne alimentaire. La précision dans le cas des PCB pourrait être augmentée si on les analyse en fonction de la teneur des lipides dans la chair.

4.4 - Surveillance

Afin de mesurer l'évolution des contaminants considérés actuellement comme un danger, il serait essentiel de mettre sur pied un programme de surveillance à long terme.

Les efforts dans les programmes de surveillance devraient se faire selon la priorité suivante:

- Mercure, PCB, cadmium, plomb
- Arsenic, chrome
- Cuivre, zinc, nickel, pesticides organochlorés
- Cobalt, manganèse.

Les organes critiques chez les poissons quant à la contamination sont les suivants:

- Cadmium: foie et reins
- Plomb: tissu hématopoïétique (rate, os), système nerveux et reins

- Mercure (méthylé): système nerveux central
- PCB: système reproductif (incluant les oeufs), foie.

Les espèces de poissons sur lesquelles on devrait concentrer les efforts sont les suivantes:

- brochet (mercure), doré (PCB), esturgeon (PCB), perchaude (métaux lourds), barbotte (PCB).

Les régions critiques sont le lac Saint-François (surtout PCB), secteur sud du lac Saint-Louis et du bassin de Laprairie et le couloir fluvial en aval du bassin de Laprairie jusqu'à Sorel (secteur sud).

Les taux des substances toxiques dans les poissons sont d'autant plus alarmants, qu'ils sont indicateurs de la présence élevée de ces contaminants dans le fleuve Saint-Laurent. Ce fleuve est une source d'eau potable pour une partie importante de la population du Québec. Les traitements conventionnels de l'eau potable n'enlèvent pas, ou presque pas, ces substances toxiques.

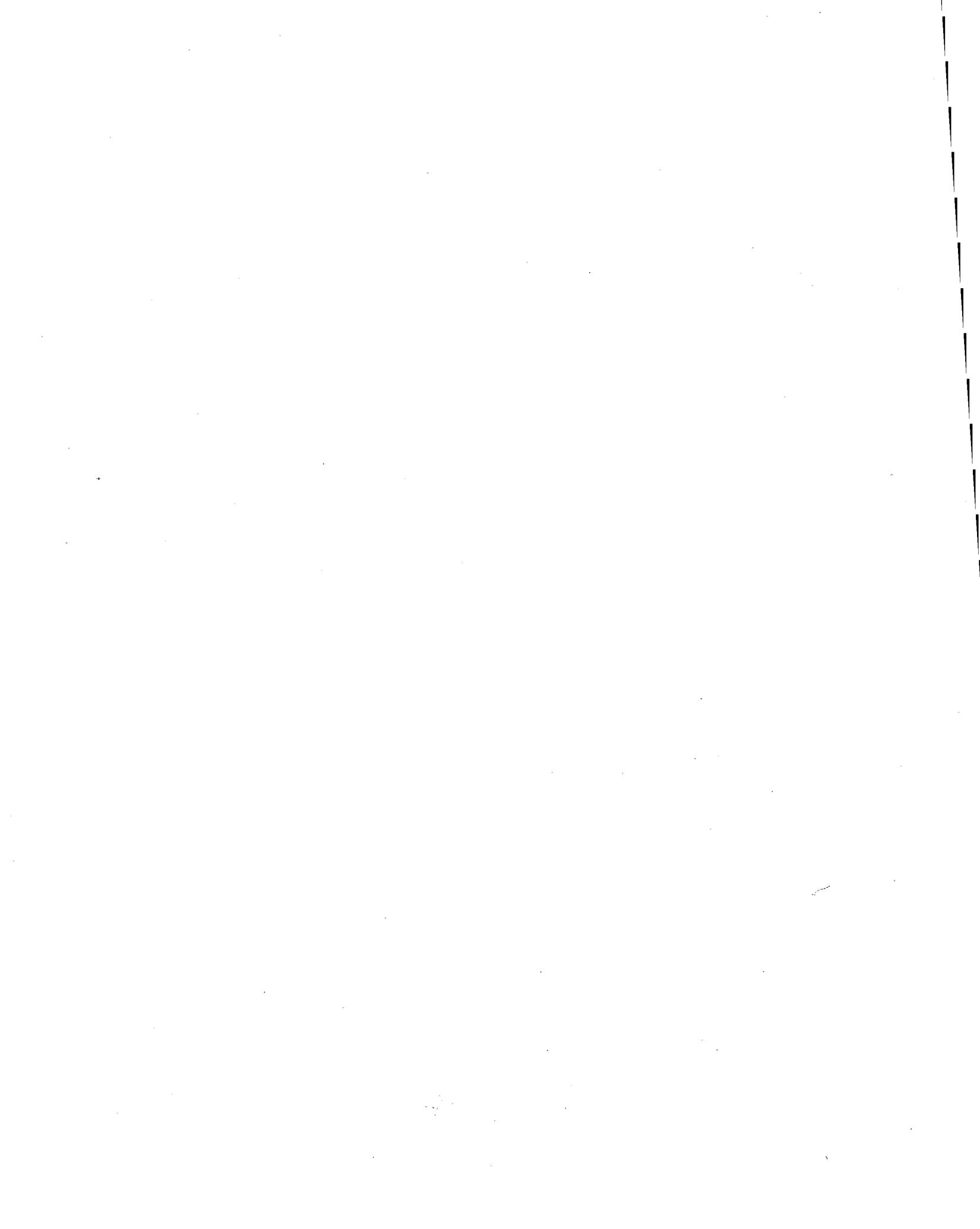
Signalons aussi que les ressources biotiques du fleuve sont vastes et diversifiées, et la présence de ces produits toxiques est une menace à la continuité de ces ressources: si l'homme peut modifier l'environnement, il doit, bien sûr, voir à le sauvegarder.

Des mesures efficaces devraient être employées pour au moins diminuer cette pollution. D'abord, les usines de chlor-alkali, qui utilisent le mercure comme électrode et capteur de soude (sous forme d'amalgame), devraient adapter la méthode qui emploie la cellule à diaphragme (cellule d'Hooker). De cette façon, la contamination par

le mercure provenant de cette industrie est complètement éliminée. Ensuite, il faudrait que les industries et les municipalités traitent leurs effluents en enlevant le plus possible les éléments toxiques.

Il est évident que l'on peut toujours s'abstenir de consommer les poissons, mais ce n'est pas une véritable solution au problème. Il faut simplement éliminer, sans délai, cette pollution. Surtout, si l'on considère que les organismes aquatiques eux-mêmes ne peuvent pas échapper à cette pollution.

Pour conclure, il nous paraît essentiel que des études approfondies soient effectuées afin de mieux connaître les effets néfastes des substances toxiques sur la santé publique et sur la santé des organismes aquatiques, surtout en fonction des divers stades de développement. Il faudra déterminer la signification des concentrations élevées dans les organes et établir des normes acceptables en conséquence; par exemple, le cadmium, le plomb, le mercure et les PCB peuvent y atteindre des niveaux dangereux. De plus, il faut mieux connaître les mécanismes de bioaccumulation, les actions toxiques et les interactions des contaminants (synergismes et antagonismes), ainsi que les formes chimiques sous lesquelles se trouvent ces métaux dans le milieu aquatique et dans les organismes. Entre les métaux, il peut y avoir une action synergétique qui augmente leurs effets toxiques. Malheureusement, les connaissances sur ce sujet sont très limitées; des recherches plus poussées s'imposent dans ce domaine.



BIBLIOGRAPHIE

- Abernathy A.R., D.B. Cox and C.R. Carter, 1975. "Mercury concentrations in fish in lakes Keowee and Jocassee". South Carolina Environ. Syst. Engin. Dept., Clemson University, Clemson. S.C. 29631. Project No. B-07-09-191-00-573. 51 p.
- Ahmed A.K., 1976. "The accumulation continues". Environment 18 (2): 6-11.
- Andrew R.W., P.V. Hodson and D.E. Konasewich (Eds.), 1976. "Toxicity to biota of metal forms in natural waters". Proc. Workshop sponsored by the Standing Committee on the Scientific Basis for Water Quality Criteria, International Joint Commission Research Advisory Board. 329 p.
- Anonyme, 1972a. "Water Quality Criteria", 1972. Ecological Res. Ser., EPA-R3-73-033. 594 p.
- Anonyme, 1972b. "Enquête scientifique relative à la provenance et à la distribution du mercure dans l'environnement du Nord-Ouest québécois". Direction de la protection écologique, mai 1972. SPE, Environnement Canada. 55 p.
- Anonyme, 1976. "Le mercure au Nord-Ouest québécois, aspects environnementaux". Rapport du comité interministériel sur le mercure. 331 p.
- Anonyme, 1977. "The decline in mercury concentration in fish from lake St. Clair, 1970-1976". Report No. AQS77-3, Min. of the Envir., Ont. 85 p.
- Anonyme, 1977a. "Status report on the persistent toxic pollutants in the Lake Ontario basin". Implementation Committee, report presented to the Great Lakes Water Quality Board.
- Backstrom J., 1969. "Distribution Studies of Mercuric Pesticides in Quail and Some Fresh-water Fishes". Acta Pharmacol. Toxicol. 27, supplement 3. 103 p.
- Baker D., 1976. Communication personnelle. McDonald College of McGill University, Montreal.
- Barbeau A., A. Nantel et F. Dorlot, 1976. "Etude sur les effets médicaux et toxicologiques du mercure organique dans le Nord-Ouest québécois". Comité d'étude et d'intervention sur le mercure au Québec, ministère des Affaires Sociales, rapport 76-1-358. 278 p.

- Béland J. et A. Pellerin, 1974. "Etude de la qualité des eaux, fleuve Saint-Laurent; tronçon Varennes-Montmagny". Services de protection de l'environnement, Québec, Canada. 256 p.
- Berry J.W., D.W. Osgood and Ph. A. St. John, 1974. "Chemical Villains: a biology of pollution". C.V. Mosby Co., St. Louis, Missouri. 189 p.
- Boelens R.G.V. and C.R. Rumsey, 1972. "DDT residues in the Muskoka Lakes system". Report No. 2, Biology Section, Ministry of the Environment, Ontario. 76 p.
- Bowen H.J.M., 1966. "Trace Elements in Biochemistry". Academic Press, New York, N.Y., U.S.A. 241 p.
- Braman R.S., 1975. "Arsenic in the environment". Am. Chem. Soc. Symp. Ser. no. 7, Arsenical Pesticides: pp. 108-123.
- Brown V.M., 1976. "Aspects of heavy metals toxicity in fresh waters". Ch. 3, pp. 59-76 in Proc. Workshop on Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Waters, workshop sponsored by the Standing Committee on the Scientific Basis for Water Quality Criteria, International Joint Commission Research Advisory Board. 329 p.
- Brown J.R. and L. Y. Chow., 1975. "The comparison of heavy metals in fish samples taken from Baie du Doré, lake Huron and Toronto Harbour, lake Ontario". Internat. Conf. Heavy metals in the Environment, Toronto, Canada, octobre 1975.
- Bumbaco M.J., J.H. Shelton and D.A. Williams, 1973. "Ambient air levels of mercury in the vicinity of selected chlor-alkali plants". EPS report 5-AP-73-12, Env. Prot. Serv., Ottawa. 43 p.
- Burrell D.C., 1975. "Atomic Spectrometric Analysis of Heavy - Metal Pollutants in Water". Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan, U.S.A. 325 p.
- Cameron E.M. and I.R. Jonasson, 1972. "Mercury in Precambrian Shales of the Canadian Shield". Geochim. et Cosmochim. Acta 36: 985-987.
- Carpenter K.E., 1927. "The Lethal Action of Soluble Metallic Salts on Fishes". Brit. J. Exp. Biol. 4: 378-390.
- Carpenter K.E., 1930. "Further Research on the Action of Metallic Salts on Fishes". J. Exp. Zool. 56: 407-422.
- Cearly, J.E. and R.L. Coleman, 1974. "Cadmium Toxicity and Bio-concentration in Largemouth Bass and Bluegill". Bull. Environ. Contam. Toxic. 11 (2): 146-151.

- Chau Y.K. and H. Saitoh, 1973. "Determination of methylmercury in lake water". *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 3:133-139.
- Coffin D.E. and H.A. McLeod, 1975. "Current Pesticide Residue Status of Canadian Diets and Adipose Tissue". P. 208-218, *Proc. 7th Eastern Canada Symp. on Pest. Res. Analysis*, Toronto, Canada, Ont. Min. Environment, Lab. Serv. Branch. 250 p.
- Dadswell M.J. 1975. "Mercury, DDT and PCB content of certain fishes from the Saint John River estuary, New Brunswick. pp. 133-146 in *Transactions of the Atlantic Chapter, Canadian Society of Environmental Biologists*, annual meeting, Nov. 3-5, 1975.
- Davis W.H., 1975. "Pesticides: Suicide or Survival?". *Environ. Qual. Abstracts* 1 (4): 13-25.
- D'Itri F.M., 1973a. "Mercury in the Aquatic Ecosystem". In: *Bioassay Techniques and Environmental Chemistry*, p. 3-70. G.E. Glass, Ed. Ann Arbor Science Publishers, Inc. Ann Arbor, Mich. 48106.
- D'Itri F.M., 1973b. "Sources of mercury in the environment". In: *Environmental Mercury Contamination*, Ch. 3. Editors: R. Hartung and R.D. Dinman. Ann Arbor Science Publishers, Inc. Ann Arbor, Mich. 48106. 349 p.
- Elliot J., L.M. Azzaria et A. Barbeau, 1976. "Dossier mercure - de Minamata à Matagami". Les Publications Plein-Air, Inc. Montréal, Qué. 157 p.
- Elson P.F., J.W. Saunders and V. Zitko, 1972. "Impact of Forest-based Industries on Freshwater-dependent Fish Resources in New-Brunswick". *Fish. Res. Bd. Canada, Tech. Rep. no. 325.* 50 p.
- Fagerström T. and A. Jernelöv, 1972. "Some aspects of the quantitative ecology of mercury". *Water Research* 6 (10) : 1193-1202.
- Ferguson J.F. and J. Gavis, 1972. "A review of the arsenic cycle in natural waters". *Water Res.* 6 (11) : 1259-1274.
- Fimreite N. 1970. "Mercury uses in Canada and their possible hazards as sources of mercury contamination". *Envir. Pollut.* 1:119-131.
- Fimreite N. and L. Reynolds, 1973. "Mercury Contamination of Fish in North Western Ontario". *J. Wildl. Manag.* 37 (1) : 62-68.
- Finch R. 1973. "Effects of regulatory guidelines on the intake of mercury from fish - the MECCA project". *Fish. Bull.* 71 (3) : 615-626.
- Fishbein L. 1974. "Chromatographic and biological aspects of DDT and its metabolites". *J. Chromat.* 98 : 177-251.

- Flick D.E., H.F. Kraybill and J.M. Dimitroff, 1971. "Toxic effects of cadmium: a review". *Envir. Res.* 4 : 71-85.
- de Freitas A.S.W., 1976. "A Model for Pollutant Accumulation by Fish". *Distribution and Transport of Pollutants in Flowing Water Ecosystems, Ottawa River Project. Report no. 3 : ch. 16.* Nat. Res. Council Canada, Univ. of Ottawa.
- de Freitas A.S.W., 1976a. "Mercury uptake and retention by fish". *Distribution and Transport of Pollutants in Flowing Water Ecosystems. Ottawa River Project. Report no. 3 : ch. 15.* Nat. Res. Council Canada, Univ. Ottawa.
- Friberg L., M. Piscator and G. Nordbert, 1971. "Cadmium in the environment". CRC Press, Chemical Rubber Company, Cleveland. 166 p.
- Fry F.E.J., 1957. "Aquatic respiration of fish". In: *The Physiology of Fishes, vol. 1, Metabolism, Ch. 1, part 1.* Editor: M. Brown, Academic Press, Inc., New York. 447 p.
- Ganther H.E., C. Goudie, M.L. Sunde, M.J. Kopecky, P. Wagner, S.H. Oh and W.G. Hoekstra, 1972. "Selenium: relation to decreased toxicity of methylmercury added to diets containing tuna". *Science* 175 (4026): 1122-1124.
- Gavis J. and J.F. Ferguson, 1972. "The Cycling of Mercury through the Environment. A Review Paper". *Water Res.* 6 (9) : 989-1008.
- Gesamp, 1976. "Review of harmful substances". IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WIO/IAEA/UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP), United Nations, New York. 80 p.
- Gregory L., 1974. "The effects of effluent components from chlor-alkali plants on aquatic organisms. Fish. Res. Bd. Canada, Tech. Rep. no. 228. 94 p.
- Greichus Y.A., A. Greichus and R.A. Emerick, 1973. "Insecticides, Polychlorinated Biphenyls and Mercury in Wild Cormorants, Pelicans, their Eggs, Food and Environment". *Bull. Env. Contam. Toxic.* 9 (6) : 321-328.
- Hannerz L., 1968. "Experimental Investigation on the Accumulation of Mercury Compounds in Water Organisms". *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 48 : 120-176.
- Highland J., 1976. "PCB's in food: what is acceptable?" *Environment* 18(2): 12-16.

- Hildebrand S.G., A.W. Andren and J.W. Huckabee, 1976. "Distribution and bioaccumulation of mercury in biotic and abiotic compartments of a contaminated river-reservoir system". Ch. 11, pp. 221-232, in Proc. Workshop on Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Waters, sponsored by the Standing Committee on the Scientific Basis for Water Quality Criteria, International Joint Commission Research Advisory Board. 329 p.
- Holden A.V., 1970. "Source of Polychlorinated Biphenyl Contamination in the Marine Environment". *Nature*, 228 (5277): 1220-1221.
- Huckabee J.W., C. Feldman and Y. Talmi, 1974. "Mercury concentrations in fish from the Great Smoky Mountains national park". *Anal. Chem. Acta* 70: 41-47.
- Hughes W.L., 1957. "A Physico-chemical Rationale for the Biological Activity of Mercury and its Compounds". *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 65: 454, art. 5.
- Hutchinson T.C., A. Fedorenko, J. Fitchko, A. Kuja, J. Vanloon and J. Lichwa, 1975. "Movement and compartmentation of nickel and copper in an aquatic ecosystem". Ch. 36, pp. 566-585, in *Environmental Biochemistry*, vol. 2: Metals Transfer and Ecological Mass Balances. Ann Arbor Science Publishers, Inc. Ann Arbor, Mich. 48106.
- Hutchinson T.C. and I.M. Whitby, 1974. "Heavy metal pollution in the Sudbury mining and smelting region". *Envir. Conserv.* 1 : 123-132.
- Hutzinger A., S. Safe and V. Zitko, 1974. "The Chemistry of PCB's". CRC Press, Chemical Rubber Company, Cleveland, Ohio. 166 p.
- Irukayma K., 1966. "The Pollution of Minamata Bay and Minamata Disease". *Proc. 3rd International Conf. Adv. Water Poll. Res.*, Vol. 3, 153-165. Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.
- Jackim E., J.M. Hamlin and S. Sonis, 1970. "Effects of Metal Poisoning on Five Liver Enzymes in the Killifish (*Fundulus heteroclitus*)". *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 27 (2): 383-390.
- Jensen S. and A. Jernelöv, 1969. "Biological Methylation of Mercury in Aquatic Organisms". *Nature*, 223 (5207): 753-754.
- Jensen S., A.G. Johnels, M. Olsson and G. Otterlind, 1969. "DDT and PCB in Marine Animals from Swedish Waters". *Nature* 224 (5216): 247-250.

- Jernelöv A. and H. Lann, 1971. "Mercury accumulation in food chains".
Oikos 22 : 403-406.
- Jernelöv A. and H. Lann. 1973. "Studies in Sweden on the feasibility
of some methods for restoration of mercury contaminated bodies
of water". IVL report 103, Swedish Water and Air Pollution
Research Laboratory, Stockholm, Sweden. 21 p.
- Jernelöv A., L. Landner and T. Larson, 1975. "Swedish Perspectives
on Mercury Pollution". J. Water Poll. Contr. Fed. 47 (4):
810-822.
- Johnels A.G., T. Westermark, W. Berg, P.I. Persson and B. Sjöstrand,
1967. "Pike (*Esox lucius* L.) and some other Aquatic Organisms
in Sweden as Indicators of Mercury Contamination in the Envi-
ronment". Oikos 18: 323-333.
- Johnson B. Th., C.R. Saunders and H.O. Sanders, 1971. "Biological
Magnification and Degradation of DDT and Aldrin by Freshwater
Invertebrates". J. Fish. Res. Bd. Canada, 28 (5): 705-709.
- Kaiser K.L.E., 1976. "PCB's: how toxic?" Science 192 (4240:614).
- Kamps L.R., R. Carr and H. Miller, 1972. "Total Mercury-Monomethyl-
mercury Content of Several Species of Fish". Bull. Envir.
Contam. Toxic. 8 (5): 273-279.
- Katz A. and P.A. Krenkel, 1972. "Mercury Pollution: the Making of an
Environmental Crisis". CRC Crit. Rev. Environ. Cont. 2: 517-534.
- Kelso J.R.M. and R. Frank, 1974. "Organochlorine Residues, Mercury,
Copper and Cadmium in Yellow Perch, White Bass and Small mouth
Bass, Long Point Bag, Lake Erie". Trans. Amer. Fish. Soc.
103 (3): 577-581.
- Kleinert S.J. and P.E. Degurse, 1971. "Mercury Levels in Wisconsin
Fish and Wildlife". Wisc. Dept. Nat. Res., Madison, Tech.
Bull. No. 73. 16 p.
- Landner L. and P.O. Larsson, 1972. "Biological Effects of Mercury
Fall-Out into Lakes from the Atmosphere". Instituted for
Vatten-och Luft-Varforskning. IVL Report B 115, Stockholm,
Sweden. 17 p. (traduit par H. Altosaar, dec. 1975, Domtar
Research Center).

- Leland H.V. and J. McNurney, 1974. "Transport of lead in a river ecosystem". International Conf. on Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems. University of Ottawa, May 1-3, 1974. pp. III-17 à III-23.
- Levasseur H., 1977. "Accumulation des substances toxiques dans les plantes et les pélécytopodes". Séminaire, programme d'études sur le fleuve Saint-Laurent, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Québec. 13 avril 1977.
- Lovett R.J., W.H. Gutenman, I.S. Pakkala, W.D. Youngs, D.J. Lisk, G.E. Burdick and E.J. Harris, 1972. "A Survey of the Total Cadmium Content of 406 Fish from 49 New York State Fresh Waters". J. Fish. Res. Bd. Canada, 29 (9): 1283-1290.
- Lucas H.F., D.N. Edington and P.J. Colby, 1970. "Concentrations of Trace Elements in Great Lake Fishes". J. Fish. Res. Bd. Canada, 27 (4): 677-684.
- Mamarbachi G. et R. Saint-Jean, 1975. "Résidus des pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés dans l'eau, les sédiments et les poissons du bassin de la rivière Richelieu". Services de protection de l'environnement du Québec, Direction générale de la recherche et de la planification-relevés, 1974. 35 p.
- Mathis B.J. and T.F. Cummings, 1973. "Selected metals in Sediments, Water and Biota in the Illinois River". J. Water Poll. Contr. Fed., 45 (7): 1573-1583.
- Maugh T.H., 1972. "Polychlorinated Biphenyls: Still Prevalent, but Less of a Problem". Science 178 (4059): 388.
- McKee J.E. and H.W. Wolf, (Eds.), 1963. "Water Quality Criteria". California State Water Resources Control Board. Publication No. 3-A, 548 p.
- Mongeau J.R. et G. Massé, 1976. "Les poissons de la région de Montréal, la pêche sportive et commerciale, lesensemencements, les frayères, la contamination par le mercure et les PCB". Rapport technique, Service de l'aménagement de la faune, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 286 p.
- NRCC, 1973. "Lead in the Canadian Environment". National Research Council of Canada, NRC Associate Committee on Scientific criteria for Environmental Quality. Publ. NRCC/CNRC No. BY73-7 (ES), Ottawa, 116 p.
- NRCC, 1976. "Effects of Chromium in the Canadian Environment". NRC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. Publ. NRCC/CNRC No. 15017. 168 p.

- Olsson M. and S. Jensen, 1975. "Pike as the Test Organism for Mercury, DDT and PCB pollution. A Study of the Contamination in the Stockholm Archipelago". Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, 54: 83-106.
- Pagé Y.L. et J.A. Terreault, 1973. "Etude du fleuve Saint-Laurent, Qualité des eaux, Tronçon Cornwall-Varennnes". Services de protection de l'environnement, Québec. 131 p.
- Pageau G. et L. Lévesque, 1970. "Influence respective des eaux du Saint-Laurent et de l'Outaouais sur les poissons et les plantes du lac Saint-Louis, Québec. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune, rapport No. 5: 1-21.
- Pakkala I.S. et al., 1972. "Arsenic Content of Fish from New York State Waters". N.Y. Fish and Game J., 19 (1): 12-31.
- Parejko R.R., R. Johnston and R. Keller, 1975. "Chlorohydrocarbons in Lake Superior Lake Trout (*Salvelinus namaycush*)". Bull. Env. Contam. Toxic. 17 (4): 480-496.
- Peakall D.B., 1975. "PCB's and their environmental effects". CRC Critical Review in Environmental Control 5: 465-508.
- Peterson C.L., W.L. Klawe and G.D. Sharp, 1973. "Mercury in tunas: a review". Fish. Bull. 71 (3): 603-613.
- Pippy J.H.C. and G.M. Hare, 1969. "Relationship of river pollution to bacterial infection in salmon (*Salmo salar*) and suckers (*Catostomus commersoni*)". Trans. Amer. Fish. Soc. 98 (4): 685-690.
- Provost G., 1975. "Alerte au mercure". Québec Science 14 (4): 34-41.
- Reynolds L.M., 1971. "Pesticide residue analysis in the presence of Polychlorobiphenyls (PCB's)". Residue Rev. 34: 27-57.
- Risebrough R.W., P. Rieche, S.G. Herman, D.B. Peackall and M.N. Kirven, 1968. "Polychlorinated Biphenyls in the Global Ecosystem". Nature 220 (172): 1098-1102.
- Robinson S. and W.B. Scott, 1974. "A Selected Bibliography on Mercury in the Environment, with Subject Listing". Life Sci. Misc. Publ. R. Ont. Mus. ISBN 0-88854-166-X. 54 p.
- Rowe D.W. and E.J. Massaro, 1974. "Cadmium Uptake and Time Dependent Alterations in Tissue Levels in the White Catfish (*Ictalurus catus*) (Pisces: Ictaluridae)". Bull. Environ. Contam. Toxic., 11 (3): 244-249.

- Sanders H.O. and J.H. Chandler, 1972. "Biological Magnification of a Polychlorinated Biphenyl (Aroclor 1254) from Water by aquatic Invertebrates". Bull. Environ. Contam. Toxic. 7 (5): 257-263.
- Schroeder H.A., 1974. "The Poisons Around Us: toxic metals in food, air and water". Indiana University Press, Blomington/London. 144 p.
- Scott W.B. et E.J. Crossman, 1974. "Poissons d'eau douce du Canada". Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa, 1974. Bull. 184, 1026 p.
- Seagran H.L. 1970. "Mercury in Great Lakes Fish". Limnos 3 (2): 3-10.
- Sérodes J.B., 1977. "Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent". Conférence CIC/ACS, Château Champlain, Montréal, 31 mai, 1977. MS non-publié. 8 p. + 11 fig.
- Shukla S.S. and H.V. Leland, 1973. "Heavy metals: a review of lead". J. Water Poll. Contr. Fed. 45 (6): 1319-1331.
- Sloterdijk H.H., 1976. "La contamination des produits toxiques chez les poissons du fleuve Saint-Laurent". Rapport technique préliminaire. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Québec. 75 p.
- Smith E.C., F. Berkes and J.A. Spence, 1972. "Mercury levels in fish in the La Grande River area, Northern Quebec". Bull. Envir. Contam. Toxic. 13 (6): 633-677.
- Snedecor G.W. and W.G. Cochran, 1967. "Statistical Methods", The Iowa State University Press, Ames, Iowa, U.S.A., 6th ed. 593 p.
- Spangler W.J., J.L. Spigarelli, J.M. Rose and M. Miller, 1973. "Methylmercury: bacterial degradation in lake sediments". Science 180 (4082): 192-193.
- Stöfen D., 1974. "Dental amalgam - a poison in our mouth?" Toxicol. 2: 355-358.
- Strachan W.M.J., 1977. "Chlorinated organics in the Great Lakes". Conférence donnée au congrès conjoint CIC/ACS, Montréal, mai 1977, (non publiée).
- Suzuki T, T. Miyama and C. Toyama, 1973. "The Chemical Form and Bodily Distribution of Mercury in Marine Fish". Bull Envir. Contam. Toxic. 10 (6): 347-355.

- Task Force, 1976. "Background to the Regulation of Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Canada". Techn. report 76-1. Report of the Task Force on PCB, April 1, 1976, to the Environmental Contaminants Committee of Environment Canada and Health & Welfare Canada. XXVI + 169p.
- Taub H.J., 1973. "Tuna protects against mercury poisoning". Prevention, May 1973.
- Thomann R.V., D.S. Szumski, D.M. Ditoro and D.J. O'Connor, 1974. "A Food Chain Model of Cadmium in Western Lake Erie". Water Res. 8 (10): 841-850.
- Tong S.C., W.H. Gutenmann, D.J. Lisk, G.E. Burdick and E.J. Harris, 1972. "Trace metals in New York State Fish". N.Y. Fish and Game J. 19 (2): 123-131.
- Traversy W.J., P.D. Goulden, Y.M. Sheikh and J.R. Leacock, 1975. "Levels of arsenic and selenium in the Great Lakes region". Scientific Series No. 58, Inland Waters Directorate, Ontario Region, Water Quality Branch, Environment Canada. 18 p.
- Tsai S. C., G.M. Boush and F. Matsumura, 1975. "Importance of Water pH in Accumulation of Inorganic Mercury in Fish". Bull. Environ. Contam. Toxic. 13 (2): 188-193.
- Underwood E.J., 1971. "Trace elements in human and animal nutrition". Academic Press, New York, 3rd ed. 543 p.
- USGS, 1970. "Mercury in the environment". Geol. Surf. Prof. Paper 713, U.S.A. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Uthe J.F., F.A.J. Armstrong and M.P. Stanton, 1970. "Mercury Determination in Fish Samples by Wet Digestion and Flameless Atomic Absorption spectrophotometry". J. Fish. Res. Bd. Canada 27 (4): 805-811.
- Uthe J.F. and E.G. Bligh, 1971. "Preliminary Survey of Heavy Metal Contamination of Canadian Freshwater Fish". J. Fish. Res. Bd. Canada, 28 (5): 786-788.
- Varma M.M. et al., 1976. "Physiological Effects of Trace Elements and Chemicals in Water". J. Environ. Health 39 (2): 90-100.
- Veith G.D. and G.F. Lee, 1970. "A review of Chlorinated Biphenyl Contamination in Natural Waters". Water Res. 4 (4): 265-269.
- Vigliani E.D., 1969. "The Biopathology of Cadmium". Amer. Ind. Hyg. Ass. J. 30: 329-340.

- Waldichuk M., 1974. "Some biological concerns in heavy metals pollution". Pollution and Physiology of Marine Organisms, Academic Press, New York. pp. 1-57.
- Wershaw R.L., 1970. "Sources and Behaviour of Mercury in Surface Waters". U.S. Geol. Survey Prof. Paper 713, 29 p.
- Westö G., 1966. "Determination of Methylmercury Compounds in Food Stuff: 1. Methylmercury Compounds in Fish Identification and Determination". Acta Chem. Scand. 20: 2131-2137.
- Wobeser G., N.O. Nielsen and R.H. Dunlop, 1970. "Mercury Concentration in Tissues of Fish from the Saskatchewan River". J. Fish. Res. Bd. Canada 27 (4): 830-834.
- Wong P.T.S., Y.K. Chau and P.L. Luxon, 1975. "Methylation of Lead in the Environment". Nature 253 (5489): 263-264.
- Wood J.M., F.S. Kennedy and C.G. Rosen, 1968. "Synthesis of Methyl Mercury compounds by Extracts of a Methanogenic Bacterium". Nature, 220 (5163): 170-174.
- Zitko V. and P.M.K. Choi, 1971. "PCB and other Industrial Halogenated Hydrocarbons in the Environment". Fish. Res. Bd. Canada, Tech. Report No. 272, 55 p.

Achévé d'imprimer à
Québec en février 1978, sur
les presses du Service de la reprographie
du Bureau de l'Éditeur officiel
du Québec