
Suivi environnemental du complexe La Grande

Évolution des teneurs en mercure dans les poissons

Rapport synthèse 1978-2012



OCTOBRE 2013

Auteur(s) et titre (pour fins de citation) :

SCHETAGNE, R., THERRIEN, J., 2013. Suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des teneurs en mercure dans les poissons. Rapport synthèse 1978-2012. GENIVAR inc. et Hydro-Québec Production. 174 p.

Résumé :

Un programme de suivi environnemental a été mis en place afin d'évaluer les changements physiques, chimiques et biologiques causés par l'aménagement du complexe hydroélectrique de La Grande. Le suivi des teneurs en mercure des poissons est devenu une composante régulière de ce programme dès que l'augmentation des teneurs en mercure des poissons fut observée. Les objectifs spécifiques du suivi du mercure étaient d'évaluer l'évolution temporelle du phénomène dans les différents types de milieux modifiés, d'informer les consommateurs de poissons et d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

Les principaux objectifs du suivi des teneurs en mercure des poissons des phases I et II du complexe La Grande ont tous été atteints. Ce suivi, pour lequel plus de 45 000 analyses de mercure total dans la chair de poisson ont été réalisées, a permis de bien cerner l'ampleur et la durée de l'augmentation temporaire des teneurs en mercure, les principaux processus en jeu, ainsi que les facteurs physiques et biologiques qui les contrôlent. La mise en eau des réservoirs entraîne une forte augmentation des teneurs en mercure dans les poissons de ceux-ci et des secteurs recevant leurs eaux, par des facteurs variant généralement de 2 à 8 par rapport à celles obtenues pour les milieux naturels, avec des pics de concentrations survenant après 4 à 11 ans chez les espèces non piscivores (0,33 à 0,72 mg/kg) et après 9 à 14 ans chez les espèces piscivores (1,65 à 4,66 mg/kg), selon le milieu. Le phénomène est cependant temporaire, le retour à des teneurs représentatives des milieux naturels étant généralement complété 10 à 20 ans après l'inondation chez les espèces non piscivores et après généralement 20 à 30 ans chez les espèces piscivores. Les Cris du Québec ont continuellement été informés des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande, dans le contexte des deux conventions sur le mercure (1986 et 2001) signée avec les Cris du Québec. Des guides de consommation des poissons du complexe La Grande ont été produits (1998, 2001, 2004 et 2013) selon les critères d'exposition établis par le Conseil cri de la Santé et des Services sociaux de la Baie James, à l'aide des données récoltées au cours du suivi. Le développement de deux modèles de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs démontre bien l'atteinte du troisième objectif, qui était d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

Pour la grande majorité des espèces de poissons et des milieux modifiés, les teneurs moyennes en mercure obtenues lors des plus récents relevés permettent à nouveau des fréquences de consommation équivalentes à celles recommandées pour les lacs naturels de la région. Il est donc recommandé de mettre un terme au suivi des teneurs en mercure des milieux modifiés par l'aménagement des phases I et II du complexe La Grande, à l'exception du lac Sakami, dont le suivi sera intégré au suivi des milieux touchés par la phase III de ce complexe.

Mots clés : Mercure/Poissons/Complexe hydroélectrique/La Grande/Québec/baie James/réservoir/milieu à débit réduit/milieu à débit augmenté/régression polynomiale/grand brochet/doré jaune/grand corégone/meunier rouge.

Liste de distribution : Ministère du Développement durable, de l'Environnement du Québec, de la Faune et des Parcs; Comité consultatif pour l'environnement de la Baie James; Comité d'examen; Administration régionale crie; Communautés crie; Société Makivik; Société d'énergie de la Baie James; Société de développement de la Baie-James; Municipalité de la Baie-James; Comité conjoint chasse, pêche et trappage; Association canadienne de l'électricité; Ministère des Pêches et des Océans du Canada; Ministère de l'Environnement du Canada; Conseil cri de la santé et des services sociaux de la Baie James; Centre régional de la santé et des services sociaux de la Baie James; Ministère de la Santé et du Bien-être social du Canada; Unités d'environnement et de relation avec le milieu des divisions d'Hydro-Québec; Centre de documentation de la Direction Environnement d'Hydro-Québec.

Version : finale

Code de diffusion : interne-externe

Date : octobre 2013

Cote au Centre de documentation Environnement d'Hydro-Québec : HQ-2013-097

ÉQUIPE DE REALISATION 2012¹

Hydro-Québec Production (Direction Gestion des actifs et conformité réglementaire)

Responsable de l'étude	:	Diane Villeneuve
Chargé du programme Mercure	:	Roger Schetagne

GENIVAR inc.

Chargé de projet	:	Jean Therrien
Collaborateurs	:	Christian Harvey Patrice Bégin Bernard Aubé-Maurice
Responsables des travaux de terrain	:	Jacques Mercier
Responsable de la cartographie	:	Diane Gagné
Traitement statistique et informatique	:	Jean Therrien Georges Morin
Assistance cartographique	:	Maude Boulanger Ivana Saint-Laurent Line Savoie Chantale Landry
Édition	:	Linette Poulin
Assistance technique (<i>terrain et bureau</i>)	:	
Jacques Mercier		Jean-Simon Roy
Benjamin Gagnon		Benoît Chabot
Nathalie Guérard		Gilles Baribeau
Martin Bégin		Christopher Cox
Wayne Chakapash		

N° référence Hydro-Québec :	25034-12005
N° référence du consultant :	121-18895-00

¹ Pour les autres collaborateurs, voir les rapports annuels ou synthèses précédents.

TABLE DES MATIÈRES

	<i>Page</i>
SOMMAIRE	iii
ÉQUIPE DE REALISATION 2012	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES ANNEXES	xv
LISTE DES CARTES.....	xv
 1. INTRODUCTION	 1
1.1 DESCRIPTION DU MILIEU, DES AMÉNAGEMENTS ET DES ENGAGEMENTS ET OBLIGATIONS GÉNÉRALES	 2
1.1.1 Zone d'étude et description du milieu.....	2
1.1.2 Aménagements hydroélectriques du complexe La Grande	5
1.1.3 Engagements et obligations générales	5
1.2 ENGAGEMENTS ET OBLIGATIONS SPÉCIFIQUES AU MERCURE	8
1.3 REVUE DES ÉTUDES ANTÉRIEURES	11
1.4 OBJECTIFS	11
 2. MÉTHODES	 15
2.1 STRATÉGIE D'ECHANTILLONNAGE, MESURES ET PRELEVEMENTS.....	15
2.1.1 Stratégie d'échantillonnage	15
2.1.2 Mesures et prélèvements effectués sur les poissons.....	23
2.2 DÉTERMINATION ANALYTIQUE.....	25
2.3 TRAITEMENT STATISTIQUE.....	30
2.3.1 Comparaisons	30
2.3.2 Approche statistique.....	31
2.4 GESTION DU RISQUE	33
2.4.1 Recherche de mesures d'atténuation.....	34
2.4.2 Application de mesures de compensation.....	35
2.4.3 Production de guides de consommation	35
2.4.3.1 Exposition et dose journalière recommandées	36
2.4.3.2 Détermination des longueurs de consommation	37
2.4.3.3 Prévision et validation des teneurs maximales atteintes	38
2.4.3.4 Calcul du nombre de repas par mois recommandé	42
2.4.3.5 Élaboration des guides de consommation de poissons	43
2.5 ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES	45

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	<i>Page</i>
3. RÉSULTATS.....	47
3.1 MILIEUX NATURELS	47
3.1.1 Cheminement du mercure dans les écosystèmes naturels du nord du Québec.....	47
3.1.2 Teneurs en mercure dans les poissons des milieux naturels du complexe La Grande	49
3.1.2.1 Variabilité interne d'un milieu naturel	49
3.1.2.2 Variabilité spatiale entre milieux naturels	49
3.1.2.3 Variabilité inter-espèce des teneurs en mercure	52
3.1.2.4 Variabilité temporelle des teneurs en mercure dans les lacs naturels	53
3.1.3 Autres régions	53
3.2 RÉSERVOIRS	56
3.2.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques.....	56
3.2.2 Devenir du mercure en réservoir.....	59
3.2.3 Évolution temporelle des teneurs en mercure dans les poissons des réservoirs.....	61
3.2.3.1 Grand corégone	66
3.2.3.2 Meunier rouge	66
3.2.3.3 Grand brochet	69
3.2.3.4 Doré jaune.....	71
3.2.3.5 Touladi.....	71
3.2.3.6 Lotte	74
3.2.3.7 Espèces de poissons moins abondantes	74
3.2.3.8 Réservoir La Grande 1	76
3.2.3.9 Amplitude et durée de l'augmentation des teneurs en mercure des poissons des réservoirs.....	78
3.2.4 Variabilité spatiale interne des réservoirs.....	79
3.2.5 Facteurs expliquant les différences observées entre les réservoirs.....	80
3.2.5 Principaux enseignements du suivi des réservoirs	81
3.3 AVAL IMMÉDIAT DES RÉSERVOIRS	82
3.3.1 Espèces non piscivores.....	83
3.3.2 Espèces piscivores.....	86
3.3.3 Principaux enseignements du suivi de l'aval immédiat des réservoirs.....	89

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	<i>Page</i>
3.4 VOIES DE DERIVATION	90
3.4.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques	90
3.4.2 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande.....	91
3.4.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Laforge	93
3.4.4 Principaux enseignements du suivi des voies de dérivation	95
3.5 RIVIERES A DEBIT REDUIT	95
3.5.1 Modifications physiques, physico-chimiques et biologiques	95
3.5.2 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons des rivières Eastmain et Opinaca	98
3.5.3 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons de la rivière Vincelotte.....	98
3.5.4 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons du tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscau	101
3.5.5 Teneurs en mercure des poissons des rivières Nemiscau et Rupert.....	104
3.5.6 Principaux enseignements du suivi des rivières à débit réduit.....	105
3.6 TRONÇON ESTUARIEN DE LA GRANDE RIVIERE ET COTE EST DE LA BAIE JAMES	106
3.6.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques	106
3.6.2 Évolution des teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière	107
3.6.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons du milieu côtier	109
3.6.4 Principaux enseignements du suivi du tronçon estuarien de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James.....	109
3.7 ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES	110
3.7.1 Grands corégones nains	111
3.7.2 Espèces de poissons de petite taille	113
3.7.3 Régime alimentaire des principales espèces de poissons.....	113
3.7.4 Entraînement des poissons des réservoirs vers l'aval des centrales.....	119
3.7.5 Teneurs en mercure total et en méthylmercure dans différentes parties de poisson	119
3.7.6 Profil nutritionnel des poissons.....	123

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	<i>Page</i>
4. GESTION DU RISQUE.....	127
4.1 RÉPERCUSSIONS SUR LA CONSOMMATION DE POISSONS	127
4.1.1 Réservoirs	133
4.1.2 Aval immédiat des réservoirs	135
4.1.3 Dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande	137
4.1.4 Tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscau.	138
4.2 CONSOMMATION DE POISSONS SELON LES TENEURS MESURÉES EN 2012.....	139
4.3 GUIDE ALIMENTAIRE DES POISSONS DE LA RÉGION DE LA BAIE-JAMES	141
4.3.1 Principaux messages aux consommateurs du guide 2013	142
4.3.2 Recommandations de consommation du guide 2013	142
5. SYNTHÈSE ET CONCLUSION.....	147
5.1 PRINCIPAUX ENSEIGNEMENTS	147
5.1.1 Milieux naturels	148
5.1.2 Réservoirs	148
5.1.3 Aval immédiat des réservoirs	149
5.1.4 Voies de dérivation.....	150
5.1.5 Rivières à débit réduit.....	150
5.1.6 Répercussion sur la consommation de poissons	151
5.2 ATTEINTES DES OBJECTIFS ET ENGAGEMENTS	154
5.3 RECOMMANDATIONS	155
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	157

LISTE DES TABLEAUX

	<i>Page</i>
Tableau 1.1	Caractéristiques des réservoirs du complexe La Grande à leur cote maximale.....6
Tableau 1.2	Caractéristiques des centrales du complexe La Grande.....7
Tableau 2.1	Lacs naturels échantillonnés de la région du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1980-2012).....16
Tableau 2.2	Stations échantillonnées dans les milieux aménagés du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2012).....17
Tableau 2.3	Stations échantillonnées le long de la côte est de la baie James au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande (1987-1996).22
Tableau 2.4	Répartition des espèces cibles de poissons analysés pour leur teneur en mercure de 1978 à 2012.24
Tableau 2.5	Répartition du nombre de spécimens à récolter selon l'espèce et la classe de taille.....26
Tableau 2.6	Correspondance entre les concentrations de méthylmercure mesurées dans les cheveux et les effets observés sur la santé36
Tableau 2.7	Longueurs moyennes des poissons capturés par les pêcheries crie de 2003 à 2011 comparativement à celles obtenues en 1986.....39
Tableau 2.8	Équivalence entre les teneurs en mercure dans les poissons et les recommandations de consommation pour les adultes en général43
Tableau 3.1	Étendue des teneurs moyennes en mercure obtenues pour une longueur standardisée pour les principales espèces de poissons des milieux naturels des secteurs Ouest et Est du complexe La Grande.....50
Tableau 3.2	Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Ouest du complexe La Grande.62
Tableau 3.3	Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Est du complexe La Grande.....64
Tableau 3.4	Variabilité spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) estimées à la longueur standardisée chez les principales espèces de poissons du réservoir Robert-Bourassa.81

LISTE DES TABLEAUX (suite)

	<i>Page</i>
Tableau 3.5 Teneurs en mercure (mg/kg) mesurées chez quatre espèces de poissons capturés dans la rivière Vincelotte (1987-1991).....	98
Tableau 3.6 Concentrations et importance relative du méthylmercure mesuré dans les différentes composantes exportées du réservoir Caniapiscou par les eaux turbinées de la centrale Brisay en 1997.....	103
Tableau 3.7 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons obtenues en 2011 dans le secteur de la dérivation Rupert.....	105
Tableau 3.8 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des ombles de fontaine et des ménominis ronds capturés dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière.	107
Tableau 3.9 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons capturées dans les eaux côtières de la baie James entre 1987 et 1994.	110
Tableau 3.10. Proportion de méthylmercure dans les teneurs en mercure total mesurées dans la chair et d'autres parties de poisson pour les principales espèces des bassins des rivières Eastmain et Rupert.....	123
Tableau 3.11 Contenu nutritionnel des espèces de poissons du complexe La Grande exprimé pour une portion comestible de 230 grammes et en pourcentage de la valeur quotidienne (%VQ)	124
Tableau 4.1. Recommandations de consommation des principales espèces de poissons selon les teneurs moyennes en mercure obtenues dans les milieux modifiés du complexe La Grande.....	128

LISTE DES FIGURES

	<i>Page</i>
Figure 3.1	Cheminement du mercure dans les lacs naturels.48
Figure 3.2	Distribution des teneurs en mercure mesurées dans les touladis du lac Jobert en 1991.....49
Figure 3.3	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour une longueur standardisée chez les principales espèces de poissons capturées dans quatre lacs naturels du complexe La Grande.54
Figure 3.4	Courbes de remplissage des réservoirs des phases I et II du complexe La Grande.57
Figure 3.5	Transfert du méthylmercure aux poissons peu après la mise en eau des réservoirs.....60
Figure 3.6	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les grands corégones de 400 mm des réservoirs du complexe La Grande.67
Figure 3.7	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les meuniers rouges de 400 mm des réservoirs du complexe La Grande.68
Figure 3.8	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les grands brochets de 700 mm des réservoirs du complexe La Grande.70
Figure 3.9	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les dorés jaunes de 400 mm des réservoirs du complexe La Grande.72
Figure 3.10	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les touladis des réservoirs du complexe La Grande.73
Figure 3.11	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les lottes de 500 mm des réservoirs du complexe La Grande.75
Figure 3.12	Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure pour les principales espèces de poissons du réservoir La Grande 1 du complexe La Grande.77
Figure 3.13	Comparaison des teneurs en mercure des grands corégones (400 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs.84
Figure 3.14	Comparaison des teneurs en mercure des grands brochets (700 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs.87
Figure 3.15	Comparaison des teneurs en mercure des dorés jaunes (400 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs.88

LISTE DES FIGURES (suite)

	<i>Page</i>
Figure 3.16	Comparaison des teneurs en mercure des touladis (700 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs.89
Figure 3.17	Variabilité spatiale des teneurs en mercure, pour une longueur standardisée, des principales espèces capturées le long de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande.92
Figure 3.18	Variabilité spatiale des teneurs en mercure, pour une longueur standardisée, des principales espèces capturées le long de la dérivation Laforge.....94
Figure 3.19	Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons des rivières Eastmain et Opinaca.99
Figure 3.20	Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones et des touladis aux différentes stations du tronçon aval de la rivière Caniapiscou.....102
Figure 3.21	Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones et des grands brochets dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière.108
Figure 3.22	Accumulation du mercure en fonction de la longueur ou de l'âge chez les grands corégones nains et normaux capturés en 1993 dans le réservoir Caniapiscou et dans les lacs Hazeur et Sérigny.112
Figure 3.23	Biomasse des proies des principales espèces de poissons non piscivores du complexe La Grande.114
Figure 3.24	Biomasse des proies des principales espèces de poissons piscivores du complexe La Grande.115
Figure 3.25	Relation entre les teneurs en mercure dans la chair et d'autres parties de poissons pour les principales espèces du complexe La Grande121
Figure 4.1	Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons des réservoirs du complexe La Grande pour les adultes en général129
Figure 4.2	Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons immédiatement en aval des réservoirs du complexe La Grande pour les adultes en général.....130
Figure 4.3	Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande pour les adultes en général.....131
Figure 4.4	Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons du tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscou après la coupure et pour les adultes en général132

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Sommaire exécutif en anglais (Executive Summary)
Annexe 2	Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur de consommation, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du complexe La Grande

LISTE DES CARTES

	<i>Page</i>
Carte 1.1	Complexe hydroélectrique La Grande.....3
Carte 4.1	Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (baie James et côte de la baie d'Hudson)143
Carte 4.2	Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (Secteur Ouest).....144
Carte 4.3	Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (Secteur Est)144
Carte 4.4	Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (Secteur Eastmain 1)145
Carte 4.5	Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (Secteur Rupert)145

CARTE EN POCHETTE

Carte A	Stations échantillonnées pour le suivi du mercure
---------	---

1. INTRODUCTION

Dans le nord du Québec, le mercure est présent en milieu naturel, s'accumulant depuis la dernière glaciation à la suite d'apports atmosphériques. Le mercure présent dans l'atmosphère provient de sources naturelles comme l'altération des roches de la croûte terrestre, les feux de forêts ou les volcans, mais aussi de sources anthropiques comme la combustion du charbon, l'incinération des déchets, etc. Le mercure d'origine atmosphérique est surtout sous la forme inorganique, peu assimilée par les organismes vivants. En milieu aquatique, il est transformé en méthylmercure par l'action des bactéries qui décomposent les matières organiques contenant du mercure. Le méthylmercure est une forme organique de mercure facilement assimilée par les organismes vivants, acheminée le long de la chaîne alimentaire et accumulée dans les poissons (Jackson, 1988; Lucotte *et al.*, 1999a).

La mise en eau de réservoirs hydroélectriques entraîne plusieurs changements chimiques et biologiques, dont une augmentation temporaire des teneurs en mercure dans la chair des poissons, à cause de l'inondation des milieux terrestres (Verta *et al.*, 1986; Verdon *et al.*, 1991; Strange *et al.*, 1991; Schetagne *et al.*, 2002). En effet, il se produit alors une forte décomposition bactérienne de la matière organique nouvellement inondée (végétation et couches organiques de surface des sols), qui augmente la production de méthylmercure et son accumulation dans les poissons.

La présence du mercure dans l'environnement est préoccupante en raison de la toxicité potentielle du méthylmercure pour les humains. Au Canada, la principale source d'exposition humaine au mercure est la consommation de poissons. Au complexe La Grande, le suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons s'effectue depuis 1978, autant en milieu naturel qu'en milieu aménagé. Il vise principalement à déterminer l'évolution temporelle de l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons des milieux modifiés par l'aménagement du complexe hydroélectrique La Grande, à fournir les données nécessaires à la production de guides de consommation de poissons, ainsi qu'à permettre, *a posteriori*, la comparaison entre les effets mesurés et les répercussions prévues dans les études d'impact afin d'améliorer les méthodes de prévision des impacts pour les futurs projets.

Le présent rapport constitue une synthèse des résultats obtenus entre 1978 et 2012 au complexe La Grande pour les aménagements réalisés durant les phases I et II du complexe. L'évolution des teneurs en mercure des poissons du réservoir de l'Eastmain 1 et des biefs de la dérivation Rupert (phase III) n'est pas présentée, car ces aménagements sont trop récents.

1.1 Description du milieu, des aménagements et des engagements et obligations générales

1.1.1 Zone d'étude et description du milieu

La zone d'étude du suivi des teneurs en mercure dans les poissons correspond à la région du complexe hydroélectrique La Grande, illustrée à la carte 1.1. Les principales caractéristiques des milieux physique, biologique et humain du territoire du complexe La Grande sont les suivantes :

- Géologie (SEBJ, 1978) :
 - le complexe La Grande repose sur le Bouclier canadien composé de roches ignées et métamorphiques qui affleurent;
 - le territoire présente des dépôts d'argile silteuse et de sable fin deltaïque de la mer de Tyrrell jusqu'à plus de 200 km à l'intérieur des terres (cote d'altitude de 290 m; SEBJ, 1987), soit à la jonction de la plaine côtière argileuse, large de 150 km et parsemée de tourbières, et du plateau central moutonné et criblé de lacs;
- Climat et hydrographie (Roy *et al.*, 1986) :
 - le climat est de type continental froid caractéristique de la zone subarctique humide;
 - la température moyenne annuelle est de - 4 °C, avec des vents dominants soufflant d'ouest en est;
 - les précipitations augmentent graduellement d'ouest en est et diminuent du sud au nord, avec une moyenne annuelle de 765 mm;
 - le régime hydrologique est de type pluvio-nival : forte crue printanière; étiage estival plus ou moins sévère; crue automnale d'origine pluviale; étiage hivernal qui s'amorce en novembre et se prolonge jusqu'au début mai (période de couvert de glace sur les lacs); débâcle et débit de crue en mai et début juin;
- Végétation et faune terrestre (Roy *et al.*, 1986) :
 - la forêt clairsemée est composée d'épinettes noires (*Picea mariana*), de pins gris (*Pinus banksiana*), de mélèzes (*Larix laricina*) et de trembles (*Populus tremuloides*) impropres à l'exploitation commerciale, ainsi que de nombreuses tourbières, surtout dans la plaine côtière. La végétation du sous-bois est dominée par les éricacées, les mousses et les lichens, alors que la végétation riveraine est dominée par les saules arbustifs (*Salix* spp.);

- la faune terrestre se compose de 39 espèces de mammifères, dont l'orignal (*Alces alces*), le caribou (*Rangifer caribou*) et le castor (*Castor canadensis*) revêtent un intérêt économique ou sportif; pour l'ensemble des ressources fauniques, les densités sont moindres que pour les régions plus méridionales; la côte est de la baie James est très fréquentée par la sauvagine en migration;
- Faune aquatique et qualité de l'eau (Verdon, 2001; Therrien *et al.*, 2002; Schetagne *et al.*, 2005) :
 - des 28 espèces de poissons recensées, les plus communes sont le meunier rouge (*Catostomus catostomus*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), de forme normale ou naine, le cisco de lac (*Coregonus artedii*), le grand brochet (*Esox lucius*), le touladi (*Salvelinus namaycush*), le doré jaune (*Sander vitreus*), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la lotte (*Lota lota*);
 - la croissance des poissons est plus lente que dans le sud de la province, mais la longévité est plus grande, la maturité sexuelle plus tardive, et les cycles reproducteurs sont espacés;
 - l'eau est relativement transparente (1,5 à 4,0 m), très bien oxygénée (80 à 100 % de saturation), légèrement acide (pH de 5,9 à 6,9), au faible pouvoir tampon (0,6 à 11,0 mg/L de bicarbonates), faiblement minéralisée (8 à 30 µS/cm), relativement riche en matières organiques et pauvre en éléments nutritifs (0,004 - 0,010 mg/L de phosphore total);
- Populations (territoire de la Baie-James) :
 - la population crie d'environ 16 000 habitants (en 2013; Tourisme Québec, 2013) est répartie dans cinq villages côtiers de la baie James (Waskaganish, Eastmain, Wemindji, Chisasibi) et de la baie d'Hudson (Whapmagoostui), ainsi que dans quatre villages situés à l'intérieur des terres (Nemaska, Waswanipi, Mistissini et Oujé-Bougoumou);
 - la population non autochtone d'environ 15 000 habitants (en 2013; Tourisme Québec, 2013) est surtout concentrée (plus de 90 %) au sud du territoire de la Baie-James;
 - l'achalandage touristique est d'environ 98 000 personnes annuellement (en 2007; Tourisme Québec, 2009).

1.1.2 Aménagements hydroélectriques du complexe La Grande

Les aménagements hydroélectriques du complexe La Grande (carte 1.1 et tableaux 1.1 et 1.2), situés à l'intérieur du nouveau bassin versant de la Grande Rivière, ont été réalisés en trois phases. La phase I a débuté en 1973 et a été complétée en 1985. Elle comprend trois centrales : Robert-Bourassa (5 328 MW), La Grande 3 (2 304 MW) et La Grande 4 (2 651 MW). Chacune d'elles a son propre réservoir.

De plus, deux autres réservoirs (Caniapiscou et Opinaca), formés par deux dérivations partielles de rivières, permettent d'alimenter les trois premiers. Le réservoir Caniapiscou, situé à l'extrémité est du complexe, joue un rôle de régularisation interannuelle par l'apport d'un débit moyen annuel de 790 m³/s. Le réservoir Opinaca, le plus au sud des réservoirs des phases I et II du complexe, permet le transfert d'un débit annuel moyen de 845 m³/s vers le réservoir Robert-Bourassa. Par ces apports, le débit annuel moyen à l'embouchure de la Grande Rivière a été doublé, passant d'environ 1700 m³/s à environ 3 400 m³/s.

Le plan d'équipement de la phase II du complexe La Grande comportait la construction de cinq centrales : La Grande-1 (1 368 MW), La Grande-2-A (1 998 MW), Laforge-1 (838 MW), Laforge-2 (304 MW) et Brisay (447 MW). Les travaux se sont déroulés de 1987 à 1996. Pour la phase II, seules les centrales La Grande-1 et Laforge-1 ont nécessité l'aménagement de nouveaux réservoirs, soit les réservoirs La Grande 1 et Laforge 1, les autres centrales utilisant des réservoirs de la phase I.

Ensuite, dans la phase III, la rivière Rupert a été partiellement dérivée vers La Grande Rivière, portant le débit à l'embouchure à environ 3 800 m³/s. De plus, trois autres centrales ont été construites, soit de l'Eastmain-1 (507 MW) et de l'Eastmain-1-A (768 MW) du réservoir de l'Eastmain 1 et de la Sarcelle (150 MW) du réservoir Opinaca. Les travaux se sont déroulés de 2002 à 2013.

1.1.3 Engagements et obligations générales

En vertu de la *Convention de la Baie-James et du Nord québécois* (CBJNQ) (Éditeur officiel du Québec, 1976), la Société d'énergie de la Baie James (SEBJ) s'est vue confier le mandat d'exécuter un programme de surveillance écologique comprenant l'évaluation des répercussions du développement hydroélectrique de la Baie-James et les travaux de correction requis, sous l'examen du Comité d'experts de l'environnement de la SEBJ. Le réseau de suivi environnemental (RSE), mis sur pied par la SEBJ dès 1977 et poursuivi par Hydro-Québec jusqu'en 2000, comprenait à la base les éléments suivants : la qualité de l'eau et les communautés de poissons, ainsi que le mercure dans la chair des poissons à titre d'activité complémentaire.

Tableau 1.1 Caractéristiques des réservoirs du complexe La Grande à leur cote maximale.

Réservoir	Marnage annuel moyen observé ^a (m)	Superficie maximale du plan d'eau (km ²)	Superficie terrestre maximale inondée ^b (km ²)	Profondeur moyenne (m)	Volume d'eau maximal ^c (km ³)	Temps de séjour théorique (mois)	Débit moyen annuel (m ³ /s)	Période de mise en eau	Phase
Robert-Bourassa	3,3 (7,7)	2 835	2 630 (92 %)	22,0	61,7	6,9	3 374	78-11 à 79-12	I
La Grande 3 ^d	5,5 (12,2)	2 420	2 175 (90 %)	24,4	60,0	11,0	2 064	81-04 à 84-08	I
La Grande 4	8,0 (11,0)	765	700 (89 %)	29,4	19,5	4,8	1 534	83-03 à 83-11	I
Opinaca	3,6 (4,0)	1 040	740 (71 %)	8,2	8,4	3,8	845	80-04 à 80-09 ^h	I
Caniapiscau	2,1 (12,9)	4 275	3 430 (80 %)	16,8	53,8	25,8	790	81-10 à 84-09	I
Laforge 1 ^e	4,0 (8,0)	1 288	923 (72 %)	6,2	8,0	3,2	938	93-08 à 93-10	II
Laforge 2 ^f	1,5 (1,5)	286	171 (60 %)	6,3	1,8	0,8	804	83-08 à 84-04	II
La Grande 1	0,9 (1,5)	70	40 (57 %)	18,6	1,3	0,15	3 400	93-10 à 93-11	II
De l'Eastmain 1	7,7 (9,0)	603	478 (79 %)	14,4	6,9	2,6	1 015 ^g	05-11 à 06-05	III
Total		13 556	11 287 (83 %)						

a Marnage maximal entre parenthèses.

b Pourcentage de la superficie maximale constitué de terres inondées entre parenthèses.

c Les valeurs incluent la réserve morte.

d La mise en eau a été interrompue pendant 13 mois.

e À la mise en eau de la retenue Vincelotte (1982), il y a eu une superficie terrestre inondée de 125 km² et, lors du rehaussement créant le réservoir Laforge 1 (1993), une superficie terrestre additionnelle de 798 km² a été inondée.

f La mise en eau du bassin Fontanges est survenue en phase I et il devient le réservoir Laforge 2 en phase II.

g Comprend la dérivation Rupert.

h Une faible inondation locale s'est produite avec la coupure de la Petite rivière Opinaca en juillet 1979, mais l'essentiel de la mise en eau a débuté en avril 1980 avec la coupure de la rivière Opinaca.

Tableau 1.2 Caractéristiques des centrales du complexe La Grande.

Centrale	Nombre de groupes	Puissance (MW)	Débit d'équipement (m ³ /s)	Hauteur de chute nominale (m)	Mise en service	Phase
Robert-Bourassa	16	5 328	4 300	137,2	1979-1981	I
La Grande-2-A	6	1 998	1 620	138,5	1991-1992	II
La Grande-1	12	1 368	5 950	27,5	1994-1995	II
La Grande-3	12	2 304	3 260	79,2	1982-1984	I
La Grande-4	9	2 651	2 520	116,7	1984-1985	I
Laforge-1	6	838	1 613	57,3	1993-1994	II
Laforge-2	2	304	1 200	27,4	1996	II
Brisay	2	447	1 130	37,5	1993	II
De l'Eastmain-1	3	507	840	63,0	2006	III
De l'Eastmain-1-A	3	768	1 344	63,0	2011-2012	III
Sarcelle	3	150	1 380	10,8	2013	III
Total	74	16 463				

Des programmes de suivi ont aussi porté sur les principales ressources fauniques et aviennes, leurs habitats, ainsi que sur certaines composantes du milieu humain. Des études ont également été menées dans les estuaires des rivières modifiées par les aménagements hydrologiques et le long de la côte nord-est de la baie James. Vingt rapports synthèses ont été édités en 1985-1986. En 1986, la SEBJ a transféré ses obligations de suivi des aménagements de la phase I à Hydro-Québec.

Sauf pour le projet Laforge-1, les aménagements de la phase II du complexe La Grande sont assujettis, en ce qui concerne les études de suivi environnemental, aux conditions des certificats d'autorisation de leur construction.

Pour les projets La Grande-2-A et La Grande-1, les parties convenaient d'une procédure administrative concernant les modalités de réalisation du suivi environnemental. Le plan directeur du suivi, déposé en 1994, intègre les demandes du Ministère de l'environnement du Québec (MENV) de s'appuyer sur les principales problématiques soulevées dans les études d'impact et d'harmoniser le suivi du projet La Grande-2-A avec celui de La Grande-1. En septembre 1993, une proposition d'harmonisation des programmes de suivi des milieux aquatiques et riverains a été préparée conjointement par la SEBJ et Hydro-Québec concernant les projets des centrales Laforge-1, Laforge-2 et Brisay. Elle a été acceptée par le MENV, ainsi que l'optimisation des programmes de suivi des populations de poissons pour l'ensemble du complexe La Grande. Les suivis ont également porté sur l'utilisation du territoire et les impacts économiques et sociaux.

Depuis 1996, la SEBJ a transféré à Hydro-Québec ses obligations en matière de suivi environnemental des aménagements de la phase II. L'échéancier des plans directeurs de suivi est arrivé à terme en 2000. Les rapports synthèses portant sur les différentes composantes de l'environnement marquent l'aboutissement de ces programmes de suivi.

En 2001 et 2002, sept synthèses ont été éditées et distribuées. Elles portent sur les composantes suivantes : 1) l'hydrologie et le régime des glaces de la Grande Rivière, 2) la dynamique des berges de la Grande Rivière, 3) la végétation riveraine et aquatique du complexe La Grande, 4) la zostère marine de la côte nord-est de la baie James, 5) le panache de la Grande Rivière, 6) l'évolution des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande et 7) l'évolution des communautés de poissons du complexe La Grande. Une huitième synthèse sur la qualité de l'eau a été produite en 2005.

1.2 Engagements et obligations spécifiques au mercure

Lors de la construction de la phase I du complexe La Grande, la question du mercure dans les réservoirs était virtuellement inconnue. À la suite de la découverte de l'augmentation des teneurs en mercure des poissons des réservoirs du complexe

La Grande au début des années 1980, les Cris du Québec, le gouvernement du Québec, la SEBJ et Hydro-Québec ont signé la *Convention de la Baie-James sur le mercure (1986)*. Cette convention comportait trois volets : l'environnement, la santé et les aspects socioculturels. Elle prévoyait, pour chacun de ces volets, des études, des suivis et des mesures d'atténuation. Le suivi des teneurs en mercure dans les poissons était réalisé dans le contexte du volet environnement de cette convention, lequel était sous la responsabilité d'Hydro-Québec.

La *Convention de la Baie James sur le mercure (1986)* a été renouvelée pour donner naissance à la *Convention sur le mercure (2001)*. Une société à but non lucratif, la Corporation Niskamoon, a été créée pour appliquer cette nouvelle convention dont les principales activités sont liées au suivi de l'exposition au mercure des communautés crie et à la restauration des pêcheries crie. Le suivi des teneurs en mercure des poissons ne fait plus partie de celle-ci depuis l'entrée en vigueur de la nouvelle convention, mais demeure sous la responsabilité d'Hydro-Québec, qui en informe le Conseil cri de la santé et des services sociaux de la Baie James (CCSSSBJ). Le CCSSSBJ demeure responsable de la transmission des recommandations de consommation de poissons aux Cris.

En ce qui concerne plus spécifiquement l'aménagement de l'Eastmain-1, le Plan directeur du Programme de suivi environnemental (PSE-EM-1) (avril 2005) a été déposé auprès du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), après avoir été approuvé par les Cris. Ce plan directeur est accompagné des Méthodologies de suivi (juin 2006). Ces documents décrivent, pour les divers éléments de suivi, les objectifs, la zone d'étude, les méthodes proposées, le calendrier de suivi et l'origine des engagements.

L'Administration régionale crie, le Grand conseil des Cris (Eeyou Istchee), les nations crie de Mistissini, de Nemaska, de Waskaganish et d'Eastmain, Hydro-Québec et la SEBJ ont signé la *Convention Boumhounan* dans le but d'encadrer la réalisation du projet de l'Eastmain-1-A-Sarcelle-Rupert. Cette convention et l'Entente sur le comité de suivi prévoient notamment que le programme de suivi environnemental associé au projet doit être mis en œuvre de concert avec les Cris. En conséquence, un Comité de suivi (« Monitoring Committee ») a été mis sur pied. Formé de représentants de la Société Niskamoon, des six communautés crie touchées par le projet, de la SEBJ et d'Hydro-Québec, ce comité constitue le forum consultatif privilégié pour que les Cris participent à l'élaboration et à la mise en œuvre du programme de suivi environnemental.

Le programme de suivi pour ce projet est encadré par les ententes de la *Convention Boumhounan*, les engagements découlant de l'étude d'impact sur l'environnement et son complément, ainsi que les conditions d'émission de l'ensemble des autorisations gouvernementales (Hydro-Québec, 2007a).

Ce suivi répond aux conditions suivantes du certificat d'autorisation du MDDEP délivré en vertu de l'article 164 de la LQE (référence 3214-10-17) :

- Condition 5.9 : Le promoteur devra déposer auprès de l'Administrateur, pour autorisation, un programme détaillé de suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons pour le secteur des biefs Rupert. Le choix des stations doit permettre notamment de mesurer le phénomène de bioaccumulation chez les poissons.
- Condition 5.27 : Le promoteur devra déposer auprès de l'Administrateur, pour autorisation, un programme détaillé de suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons pour le secteur des rivières Rupert, Lemare et Nemiscau en aval des ouvrages de contrôle. Le promoteur devra prévoir, à son programme de suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons, des stations en aval des ouvrages de contrôle. Ces stations doivent permettre notamment de mesurer le phénomène de bioaccumulation chez les poissons et d'évaluer l'ampleur de l'exportation du mercure en aval des ouvrages.
- Condition 5.34 : Le promoteur devra déposer auprès de l'Administrateur, pour autorisation, un programme détaillé de suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons pour le secteur à débits augmentés. Le promoteur devra prévoir à son programme de suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons des stations en aval de la centrale de l'Eastmain-1-A. Ces stations doivent permettre notamment de mesurer le phénomène de bioaccumulation chez les poissons non piscivores et d'évaluer l'ampleur de l'exportation du mercure en aval des ouvrages.

De plus, dans l'entente avec les Cris de juin 2007, Hydro-Québec s'engage à suivre la contamination par le mercure des poissons d'un lac se déversant dans la Misticawissich, afin de répondre aux préoccupations du maître de trappe du lot de trappage M26.

La synthèse portant sur le suivi du mercure dans les poissons du complexe La Grande, réalisée en 2002, a bien démontré que les engagements de suivi du mercure d'Hydro-Québec ont été pleinement satisfaits. Malgré cela, il a été recommandé par Hydro-Québec que des mesures additionnelles des teneurs en mercure des poissons piscivores du complexe La Grande soient effectuées dans un contexte de gestion du risque potentiel pour la santé des consommateurs de poissons. Cela permettrait également de mieux préciser le temps nécessaire au retour à des concentrations naturelles pour ces espèces. Se sont ajoutés les suivis prévus pour les aménagements de l'Eastmain-1, de l'Eastmain-1-A, de la Sarcelle et dérivation Rupert qui doivent se poursuivre jusqu'au retour à des concentrations permettant le même nombre de repas par mois que pour les lacs naturels, soit jusqu'à l'obtention de teneurs inférieures à 0,5 mg/kg pour les espèces non piscivores et à 1,99 mg/kg pour les espèces piscivores.

1.3 Revue des études antérieures

Au complexe La Grande, le suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons s'effectue depuis 1978, autant en milieu naturel qu'en milieu aménagé, dans le contexte du RSE, mis sur pied par la SEBJ. Depuis la prise en charge des activités du RSE par Hydro-Québec, en 1986, le territoire du complexe La Grande a été scindé en deux secteurs, Est et Ouest, échantillonnés alternativement à une fréquence d'une fois tous les deux, puis tous les quatre ans. Dans le secteur Ouest, les teneurs en mercure des poissons ont été déterminées généralement à tous les deux ans de 1982 à 2000 inclusivement, puis en 2004 et en 2008 (Schetagne *et al.*, 2002; Therrien et Schetagne, 2005a, 2009). Dans le secteur Est, les teneurs en mercure des poissons ont été déterminées en 1980, 1984, tous les deux ans de 1987 à 1999 inclusivement, puis en 2003 et en 2007 (Schetagne *et al.*, 2002; Therrien et Schetagne, 2004, 2008a). La campagne de mesures de 2012 vise les deux secteurs pour la première fois depuis 1984. Une optimisation de ce suivi réalisée en 2004 a permis de réduire le nombre de stations de près de la moitié, sans perte significative de renseignements (Therrien et Schetagne, 2005 b) et cette optimisation est appliquée depuis. Soulignons que le réservoir Opinaca était généralement suivi en même temps que les autres réservoirs du secteur Ouest, mais comme il est dorénavant suivi en même temps que le réservoir de l'Eastmain 1, il a été échantillonné en 2007, 2009 et 2011 (Therrien et Schetagne, 2008 b, 2010, 2012). Il ne fait pas partie du suivi de 2012.

1.4 Objectifs

Les objectifs du suivi étaient d'évaluer l'évolution temporelle des teneurs en mercure des poissons dans les différents types de milieux modifiés, d'informer les consommateurs de poissons et d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des projets d'aménagements hydroélectriques. Schetagne *et al.* (2002) ont démontré que les principaux objectifs de ce suivi ont tous été atteints. Il a ainsi permis de bien cerner l'ampleur et la durée du phénomène, les principaux processus en jeu, ainsi que les facteurs physiques et biologiques qui les contrôlent.

Les Cris du Québec ont continuellement été informés des teneurs en mercure des poissons du complexe. Un *Guide de consommation des poissons du complexe La Grande* a été produit selon les critères d'exposition établis par le CCSSSBJ, à l'aide des données récoltées dans le contexte de ce suivi. Les pêcheurs sportifs ont également été informés des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande, car les données du suivi ont été régulièrement intégrées au *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce du Québec*. Les deux modèles de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs développés dans le cadre du suivi démontrent bien l'atteinte du troisième objectif, qui était d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des projets d'aménagements hydroélectriques.

Le volet santé de la problématique du mercure, c'est-à-dire la gestion du risque potentiel pour la santé que pose l'augmentation temporaire des teneurs en mercure dans les poissons pour la santé des consommateurs cris, était et demeure sous la responsabilité du CCSSSBJ. Pour les pêcheurs jamésiens non autochtones, Hydro-Québec collabore étroitement avec le Centre régional de santé et de services sociaux de la Baie James (CRSSSBJ).

Dans le contexte de cette gestion, Hydro-Québec fournit l'aide technique suivante : le suivi des teneurs en mercure dans les poissons, les analyses statistiques, le calcul du nombre sécuritaire de repas de poissons permis par mois et le soutien financier à la production et à la diffusion des guides de consommation.

Après la production de plusieurs guides de consommation de poissons sous la responsabilité de la *Convention de la Baie James sur le mercure (1986)*, un premier guide alimentaire des poissons a été produit en 2004, en français et en anglais, à l'aide des teneurs en mercure des poissons obtenues jusqu'en 2000 : *Le guide alimentaire des poissons nordiques – Complexe La Grande*. Ce guide visait à la fois les Cris et les autres Jamésiens. Les données tirées des campagnes de mesures de 2011 et 2012 ont servi à la révision, en 2013, de ce guide alimentaire : *Le guide alimentaire des poissons nordiques – Région de la Baie James*. Cette nouvelle version vise également les nouveaux aménagements, soit le réservoir de l'Eastmain 1, les biefs de dérivation Rupert et les rivières Rupert et Nemiscau en aval de ces biefs.

Le présent rapport constitue une synthèse des résultats obtenus entre 1978 et 2012 au complexe La Grande. Il décrit l'évolution des teneurs en mercure chez les principales espèces de poissons depuis la modification des milieux. Il intègre les renseignements livrés dans différents rapports ou articles synthèses précédents (Messier *et al.*, 1985; Messier et Roy, 1987; Brouard *et al.*, 1990; Verdon *et al.*, 1991; Entraco, 1996; Schetagne *et al.*, 1996; Lucotte *et al.*, 1999; Doyon et Schetagne, 2000; Schetagne *et al.*, 2002; Therrien et Schetagne, 2004, 2005a et b, 2008a et b, 2009, 2010, 2012).

Son contenu est livré en quatre chapitres qui traitent successivement :

- 1) de la description du milieu et des aménagements hydroélectriques, des engagements et obligations, ainsi que des objectifs visés;
- 2) des méthodes utilisées;
- 3) des résultats obtenus (évolution du mercure dans les milieux naturels et modifiés et études complémentaires);
- 4) de la gestion du risque (incluant des recommandations de consommation).

De plus, un sommaire exécutif en anglais est présenté à l'annexe 1.

Deux annexes, présentées dans un document distinct (GENIVAR, 2013), livrent les résultats des analyses statistiques réalisées pour traiter les teneurs en mercure dans les poissons obtenues en 2012. Ce document complète la série d'annexes des rapports précédents qui permettent de retracer tous les résultats des traitements mathématiques réalisés depuis le début du suivi. Tous ces documents sont disponibles au Centre de documentation en environnement d'Hydro-Québec.

2. MÉTHODES

Ce chapitre présente la démarche méthodologique appliquée dans le contexte du suivi des teneurs en mercure des poissons, pour les relevés effectués au complexe La Grande de 1978 à 2012. Il décrit la stratégie d'échantillonnage adoptée, les mesures prises sur le terrain, les analyses en laboratoire et les méthodes de contrôle de la qualité, ainsi que l'approche statistique utilisée et les aspects relatifs aux modes de présentation des résultats.

2.1 Stratégie d'échantillonnage, mesures et prélèvements

2.1.1 Stratégie d'échantillonnage

Stations d'échantillonnage

De 1978 à 2012, soit avant et après les aménagements, des poissons ont été prélevés à l'une ou l'autre de 93 stations d'échantillonnage réparties dans les milieux naturels (25 stations; tableau 2.1) et aménagés de la région du complexe La Grande (68 stations; tableau 2.2). Des poissons ont également été récoltés sur la côte est de la baie James (19 stations; tableau 2.3). La carte A en pochette illustre la localisation de toutes les stations.

Pour des raisons de logistique, le territoire du complexe La Grande a été scindé en deux secteurs, Est et Ouest. La limite entre les deux a été établie sur la base de la présence ou de l'absence de certaines espèces de poissons. Le doré jaune et le cisco de lac sont présents uniquement dans le secteur Ouest et il en est de même pour le grand corégone nain dans le secteur Est. La limite entre les deux secteurs se situe approximativement au niveau de la centrale La Grande-4 (carte 1.1). En général, les secteurs sont échantillonnés en alternance.

Les stations échantillonnées depuis 2004 dans ces deux secteurs sont celles conservées par l'optimisation du volet mercure du RSE réalisée en 2004 (Therrien et Schetagne, 2005b). Le nombre de stations suivies est ainsi passé de 41 à 21, sans pour autant réduire la capacité de gérer le risque pour la santé des consommateurs de poissons. En effet, pour presque toutes les espèces, toutes les années de mesures et tous les milieux, les teneurs moyennes obtenues avec le nombre réduit de stations ne sont pas significativement différentes de celles obtenues avec toutes les stations d'échantillonnage. En 2012, 19 stations ont été échantillonnées, celles du réservoir Opinaca et du secteur des biefs de dérivation Rupert l'ayant été en 2011 (Therrien et Schetagne, 2012).

Tableau 2.1 Lacs naturels échantillonnés de la région du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1980-2012).

Stations	1980	1984	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2003	2004	2007	2008	2009	2011	2012
Lac Yasinski (C2 005)					✓																			
Lac Bruce (C2 128)					✓																			
Lac McNab (C2 129)					✓																			
Lac du Vieux Comptoir (C2 130)					✓																			
Lac Conn (C2 131)					✓																			
Lac Roggan (C3 024)					✓																			
Lac Pamigamichi (C3 025)					✓																			
Lac Craven (C3 026)					✓																			
Lac Julian (C3 027)					✓																			
Lac Intersection (C3 028)					✓																			
Lac Sérigny (CE 012)*				✓				✓		✓		✓		✓				✓						✓
Lac Hazeur (CE 034)*																								
Lac Duxbury (EA 012)					✓																			
Lac Rond-de-Poêle/Pikutamaw (EA 302)*		✓	✓						✓				✓						✓					
Lac Village Sud (EM 203)																						✓		
Lac Émérillon (EM 409)																						✓		
Lac Wawa (G2 275)		✓																				✓		
Lac Tilly (G3 437)																								
Lac des Vœux (G4 401)*																								
Lac de la Montagne du Pin (KA 014)										✓		✓		✓										
Lac Nouveau (OP 412)	✓																							
Lac Frégate (PO 004)								✓																
Lac Corvette (PO 457)								✓																
Lac Detchevery (SB 400)*																								
Lac Kaychikutinaw (SK 200)									✓		✓	✓	✓		✓		✓				✓			
Lac Anonyme (SK 201)																								

* Milieux témoins

✓ Année d'échantillonnage

Tableau 2.2 Stations échantillonnées dans les milieux aménagés du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2012).

[illegible]

Tableau 2.2 (suite) Stations échantillonnées dans les milieux aménagés du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2012).

Stations	1978	1980	1981	1982	1984	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2003	2004	2007	2008	2009	2011	2012
La Grande 3 (suite)																											
LG 4 aval (G3 306)					✓	✓		✓		✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓					✓
Roy (G3 307)																											
Zaidi (G3 308)						✓	✓	✓																			
LG 3 Centre (G3 449)					✓																						
La Grande 4																											
Page (G4 114)							✓	✓			✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓					✓
Lanouette (G4 115)							✓	✓			✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓					✓
Polaris (G4 116)											✓																
Caniapiscau																											
Dollier (CA 411)							✓	✓			✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
Caniapiscau (CA 413)							✓	✓			✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
Apulco (CA 414)		○																									
Delorme (CA 415)		○																									
Vermeulle (CA 416)		○					✓	✓			✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
Brisay (CA 419)								✓			✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
Duplanter (CA 713)					✓																						
Nouveau (OP 412)		○																									
La Grande 1 ^a																											
Laperle (G1 070)						✓		✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
LG 2 aval (G1 110)						✓		✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
LG 1 amont (G1 300)					✓	✓		✓				✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓

Tableau 2.2 (suite) Stations échantillonnées dans les milieux aménagés du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2012).

[illegible]

Tableau 2.2 (suite) Stations échantillonnées dans les milieux aménagés du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2012).

Stations	1978	1980	1981	1982	1984	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2003	2004	2007	2008	2009	2011	2012
La Grande Rivière (suite)																											
Chisasibi (FG 017)						✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓			
LG 1 aval (FG 034)						✓		✓		✓		✓	✓	✓		✓		✓		✓		✓		✓			
Fort George (FG 400)				✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓			
Aval de l'Eastmain-1																											
Eastmain 1 aval (EM 127)																							✓		✓		
VOIES DE DÉRIVATION																											
Dérivation Boyd-Sakami																											
Sakami (SK 400)					✓	✓		✓		✓		✓		✓		✓				✓		✓		✓			
Boyd (SK 403)						✓		✓		✓		✓		✓		✓				✓		✓		✓			
Côté (SK 600)						✓		✓		✓		✓		✓		✓				✓		✓		✓			
Ladouceur (SK 601)						✓		✓		✓		✓		✓		✓				✓		✓		✓			
Dérivation Laforge																											
Lac Arbour (G4 402)													✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		
Brisay aval (LA 118)							✓			✓			✓		✓		✓		✓		✓		✓		✓		
Biefs Rupert																											
Bief amont (RP 020)																									✓		
Bief aval (EM 354)																									✓	✓	
MILIEUX À DÉBIT RÉDUIT																											
Rivières Eastmain et Opinaca																											
Seuil 5 (EA 028)		○	✓			✓																					

Tableau 2.3 Stations échantillonnées le long de la côte est de la baie James au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande (1987-1996).

Stations	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
MILIEU CÔTIER										
Kakassituq (BJ 055)						✓				
Dead Duck (BJ 056)	✓			✓		✓				✓
Aquatuc (BJ 057)	✓			✓		✓				
Tees Bay (BJ 058)	✓			✓		✓				
Goose Bay (BJ 059)				✓						
Attikuan (BJ 060)		✓		✓						
Paul Bay (BJ 061)	✓	✓		✓		✓				✓
Many Islands (BJ 062)	✓	✓				✓				
Île Black (BJ 321)	✓									
Rivière Caillet (C2 132)		✓		✓						
Old Factory (C2 134)				✓						
Moar Bay (C2 135)				✓						
Goose Island (C2 136)				✓						
Rivière Guillaume (C3 029)		✓		✓						
Rivière Piagochioui (C3 030)		✓		✓						
Rivière Kapsaouis (C3 031)		✓		✓						
Rivière Piagochioui amont (C3 034)								✓		
Île Grass (FG 303)	✓			✓		✓				✓
Îles Loon (FG 305)	✓					✓				✓

✓ Année d'échantillonnage

Note : Il n'y a pas eu d'échantillonnage avant 1987 ou après 1996

Stratégie d'échantillonnage

À chaque station, les pêches visaient à obtenir 30 spécimens des espèces cibles suivantes : meunier rouge, grand corégone (populations normale et naine), grand brochet, touladi (secteur Est surtout) et doré jaune (secteur Ouest seulement). Les critères de sélection de ces espèces sont les suivants : espèces piscivores et non piscivores, consommées par les autochtones et bien réparties à l'intérieur du territoire après la mise en eau des réservoirs. Un effort de pêche pouvant aller jusqu'à 24 filets-jours est déployé pour obtenir les spécimens requis.

Les espèces incidentes, soit les espèces moins abondantes dans les milieux échantillonnés que les espèces cibles, sont également conservées, à titre indicatif, jusqu'à un maximum de 30 spécimens par espèce et par station. Les espèces incidentes les plus fréquemment récoltées sont le cisco de lac, la lotte, l'omble de fontaine et l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*). Dans le cas des esturgeons jaunes, les spécimens pêchés sont remis systématiquement à l'eau et les analyses ont porté sur des spécimens récoltés par les pêches de subsistance crie.

Le grand corégone nain a été considéré, de 1993 à 1999, comme une espèce cible additionnelle. En effet, une analyse effectuée en 1993 a démontré la présence de populations sympatriques de grands corégones nains et normaux dans le secteur Est du complexe (Doyon, 1995a; Doyon *et al.*, 1998a). Bernatchez (1996) a montré que ces populations sont génétiquement distinctes. Elles présentent des taux d'accumulation du mercure significativement différents, plus élevés chez la population naine (Doyon, 1995 b; Doyon *et al.*, 1998a et b). Depuis 2003, seule la forme normale est analysée, la forme naine n'étant pas consommée par les pêcheurs sportifs ou les pêcheurs de subsistance.

Les informations relatives aux engins de pêche, à la stratégie d'échantillonnage, aux prélèvements et à la conservation des échantillons de chair pour la détermination de leur teneur en mercure sont détaillées dans Tremblay *et al.* (1996).

De 1978 à 2012, un total de 44 762 spécimens, dont 37 645 spécimens des espèces cibles (tableau 2.4), ont été récoltés pour le suivi du mercure dans les poissons au complexe La Grande. S'ajoutent 4 363 spécimens capturés à l'extérieur du réseau de suivi expérimental du complexe La Grande, dont 1 224 spécimens des espèces cibles.

2.1.2 Mesures et prélèvements effectués sur les poissons

De 1978 à 2012, les spécimens capturés ont toujours été manipulés de la façon suivante :

- Identification à l'espèce, mesure de la longueur totale (mm) et de la masse corporelle (g).
- Détermination du sexe et de la maturité sexuelle selon la classification de Bückmann (1929).
- Prélèvement, dans presque tous les cas, de pièces anatomiques pour la détermination de l'âge, soit les otolithes et les écailles pour le grand corégone et le touladi; les rayons de nageoire pour le meunier rouge; le cleithrum et les écailles pour le grand brochet; les otolithes et l'opercule pour le doré jaune. Depuis 1993, le prélèvement d'écailles n'est plus effectué chez le grand corégone en raison d'imprécisions obtenues pour les vieux spécimens (Power, 1978).
- Prélèvement d'une portion de tissu musculaire (de 20 à 50 g) exempt de peau et d'arêtes abdominales.
- Prélèvement, chez environ 10 % des spécimens, de trois portions (triplicata) de tissu musculaire (échantillons fantômes) pour un contrôle de la qualité.
- Congélation des tissus musculaires et expédition au laboratoire d'analyse.

Tableau 2.4 Répartition des espèces cibles de poissons analysés pour leur teneur en mercure de 1978 à 2012.

Année	Meunier rouge	Grand corégone*	Grand brochet	Touladi	Doré jaune	Total
RESEAU DE SUIVI ENVIRONNEMENTAL DU COMPLEXE LA GRANDE**						
1978	83	102	91	0	104	380
1980	113	137	57	106	0	413
1981	0	59	9	0	59	127
1982	151	150	147	0	145	593
1984	225	407	327	96	240	1295
1986	417	586	562	43	295	1903
1987	400	450	302	312	0	1464
1988	200	846	768	99	396	2309
1989	390	393	253	273	0	1309
1990	185	615	411	0	222	1433
1991	418	472	241	245	0	1376
1992	235	495	476	0	355	1561
1993	591	654	432	422	0	2099
1994	306	661	612	8	377	1964
1995	569	619	329	301	0	1818
1996	395	676	621	9	378	2079
1997	464	442	347	235	0	1488
1998	257	390	409	11	178	1245
1999	464	453	387	237	5	1546
2000	479	663	628	7	457	2234
2003	498	769	372	142	30	1811
2004	122	343	336	9	286	1096
2007	25	557	510	110	267	1469
2008	64	290	294	0	223	871
2009	15	262	296	3	287	863
2011	14	380	466	11	470	1341
2012	90	576	506	157	219	1548
Total	7170	12447	10189	2836	4993	37645
HORS DU RESEAU DE SUIVI ENVIRONNEMENTAL DU COMPLEXE LA GRANDE***						
1978			153	59		212
1984			91			91
1985	29	56	116		30	231
1986			65			65
1987		32	100	34		166
1988		30	44		9	83
1989		51			80	131
1990		23			27	50
1991		32			44	76
1992			119			119
Total	29	224	688	93	190	1224

* Formes normale et naine cumulées.

** S'ajoutent 7 117 spécimens d'espèces incidentes, soit 2 507 ciscos de lac, 886 grands corégones nains, 1 637 lottes, 1 078 ombles de fontaine, 81 ouananiches (*Salmo salar*), 151 esturgeons jaunes, 271 ménominis ronds (*Prosopium cylindraceum*), 84 meuniers noirs, 71 perchaudes (*Perca flavescens*), 50 ménés de lac (*Couesius plumbeus*), 168 chaboisseaux à quatre cornes (*Trigloopsis quadricornis*) et 133 ogacs (*Gadus ogac*).

*** Poissons analysés pour déterminer la durée du phénomène d'augmentation du mercure en réservoirs. S'ajoutent 3 139 spécimens d'espèces incidentes, soit 990 meuniers noirs, 354 ciscos de lac, 114 laquaiches argentées (*Hiodon tergisus*), 71 laquaiches aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*), 65 dorés noirs (*Sander canadensis*), 461 ombles de fontaine, 209 esturgeons jaunes, 205 éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), 353 ombles chevaliers (*Salvelinus alpinus*) et 317 ouananiches.

Au fil des années, la procédure de sélection des classes de taille des spécimens à considérer pour fins d'analyse a été modifiée. De 1978 à 1986, les 30 spécimens par espèce cible et par station étaient répartis selon 6 classes de longueur, déterminées par le plus long et le plus court spécimen de chaque espèce, en épousant la forme d'une courbe normale (Messier *et al.*, 1985; Brouard, 1988), soit :

classe de longueur					
1	2	3	4	5	6
plus court spécimen +					+ plus long spécimen
2	5	8	8	5	2
nombre de spécimens recherchés par classe					

Depuis 1987, le nombre de spécimens à récolter est le même dans chacune des classes de taille afin de leur donner un poids égal (Brouard *et al.*, 1987). Cette approche permet une plus grande précision dans l'établissement de la relation longueur-mercure et dans l'analyse des variabilités spatio-temporelles, sans pour autant invalider les résultats antérieurs. En outre, une distribution uniforme des longueurs au sein d'une même classe est visée. Dans l'éventualité où il est impossible de combler une classe de taille donnée à l'aide des poissons récoltés, des spécimens supplémentaires sont prélevés dans les classes voisines. L'analyse des rendements de pêche de 1978 à 1984 (Brouard *et al.*, 1987) a permis d'établir des classes de longueur prédéterminées par espèce (tableau 2.5).

2.2 Détermination analytique

Avant 1989, le dosage du mercure a toujours été effectué sur un homogénat de filet entier de chaque poisson, parce qu'il s'agit vraisemblablement d'un échantillon représentatif de la chair consommée par les autochtones ou par d'autres pêcheurs. Par la suite, le dosage a été effectué sur un petit échantillon de chair seulement puisqu'une étude a montré que les teneurs en mercure mesurées sur diverses parties du filet, soit les portions antérieure, médiane et postérieure, ne différaient pas significativement entre elles (Brouard *et al.*, 1990).

De plus, les échantillons de chair sont un bon intégrateur de la teneur en mercure chez un poisson puisque les teneurs dans la chair des poissons s'avèrent systématiquement plus élevées que celles dans les gonades, les viscères ou le poisson entier (section 3.7.5; GENIVAR et Hydro-Québec, 2004).

Après leur réception au laboratoire d'analyse, les échantillons de chair sont décongelés avant leur digestion acide, selon la procédure développée par Environnement Canada (méthode NAQUADAT n° 80601-2). Les dosages sont effectués au moyen d'un spectrophotomètre à absorption atomique.

Tableau 2.5 Répartition du nombre de spécimens à récolter selon l'espèce et la classe de taille.

Espèce	Classe de taille (mm)	Effectif par classe
Meunier rouge, doré jaune, grand corégone et ouananiche	100-200	6
	200-300	6
	300- 400	6
	400-500	6
	500-600	6
Total		30
Grand corégone nain	<150	5
	150-175	5
	175- 200	5
	200-225	5
	225-250	5
	> 250	5
Total		30
Grand brochet	300-400	4
	400-500	4
	500-600	4
	600- 700	4
	700-800	4
	800-900	5
	900-1 000	5
Total		30
Touladi	400-500	5
	500-600	5
	600 -700	5
	700-800	5
	800-900	5
	900-1 000	5
Total		30
Lotte	100-200	5
	200-300	5
	300-400	5
	400- 500	5
	500-600	5
	>600	5
Total		30
Cisco de lac et ménomini rond	100-200	7
	200-300	8
	300-400	8
	400-500	7
Total		30
Omble de fontaine	150-200	5
	200-250	5
	250- 300	5
	300-350	5
	350-400	5
	> 400	5
Total		30

Note : Les longueurs standardisées sont indiquées en caractères gras. Pour la ouananiche, la valeur est de 350 mm, de 150 mm pour le cisco de lac et de 300 mm pour le ménomini rond.

D'autres détails méthodologiques apparaissent dans Maxxam (2013). Selon les années, les analyses ont été confiées à cinq laboratoires qui ont suivi rigoureusement la même procédure (Éco-Recherches, Laboratoire S.M., Analex inc., Philip Services Analytiques inc. ou Maxxam). Ces laboratoires indépendants étaient accrédités pour l'analyse du mercure total par le gouvernement du Québec. Il n'y a pas eu de changement dans les résultats obtenus pour les milieux naturels avec les changements de laboratoire. Sauf indication contraire, tous les résultats sont exprimés en mg de mercure total/kg de chair (poids humide).

Les diverses procédures de contrôle de la qualité effectuées au laboratoire d'analyse visent essentiellement à évaluer la performance analytique en étudiant les aspects relatifs à la précision analytique (réplicabilité et limite de détection) et à la fiabilité des résultats (répétabilité, récupération, reproductibilité et justesse). Une description de chacun de ces paramètres est fournie par les laboratoires, notamment Maxxam (2013).

Selon ce rapport, l'évaluation de la performance analytique (relatif à la répétabilité), déterminée à partir des différents contrôles utilisés, a permis d'établir un coefficient de variation (écart type/moyenne x 100) moyen de 3,4 à 17,2 % de 1986 à 2008 (moyenne de 6,2 %) et de 5,2 à 14,2 % depuis 2007 avec les contrôles du Food analysis performance assessment scheme (FAPAS; Sand Hutton, York, R.-U.) (moyenne de 9,0 %; 14,2 % en 2012), ce qui est acceptable. Sur le plan de la réplicabilité, un coefficient de variation de 3,1 à 7,6 % a été obtenu de 1986 à 2012 (moyenne de 5,5 %; 6,3 % en 2012) quant à la précision, pour l'ensemble des échantillons, ce qui est bon. Pour des concentrations inférieures à 0,30 mg/kg, le coefficient de variation obtenu quant à la précision a varié de 3,1 à 7,3 % de 1995 à 2012 (moyenne de 5,5 %; 6,4 % en 2012), ce qui est très bien.

La limite de détection a varié de 0,003 à 0,028 mg/kg de 1995 à 2012 (moyenne de 0,013 mg/kg; 0,011 mg/kg en 2012). La limite de quantification, quant à elle, a donné une plage de valeurs qui s'étend de 0,011 à 0,084 mg/kg de 1995 à 2012 (moyenne de 0,044 mg/kg; 0,037 mg/kg en 2012). Cette limite, qui équivaut à trois fois la limite de détection ou à dix fois l'écart type obtenu sur la mesure d'un échantillon de contrôle, correspond au seuil en deçà duquel les valeurs de mercure mesurées sont moins précises et difficilement interprétables. Puisque la limite de détection obtenue depuis 1997 est plus basse que celle des années antérieures (0,01 à 0,02 mg/kg contre 0,05 mg/kg), plusieurs valeurs inférieures à 0,05 mg/kg ont été obtenues. Cette situation était susceptible d'entraîner un biais par rapport aux années antérieures. Les données inférieures à 0,05 mg/kg mesurées depuis 1998 ont donc été ramenées à ce seuil, afin de les rendre comparables à celles des années précédentes. Les valeurs obtenues pour la limite de quantification sont donc valables.

Six contrôles de qualité, détaillés par Analex (1995), ont été effectués quotidiennement sur les échantillons analysés de 1978 à 2010 :

- Sept standards sont utilisés, couvrant le champ optimal des mesures, pour établir la courbe de calibration pour le calcul des résultats. Une courbe est dosée à tous les 20 échantillons.
- Trois blancs (essais sans chair de poisson) sont utilisés pour établir la base des mesures.
- Un blanc sans réactif est mesuré pour suivre le niveau de contamination en mercure des réactifs (comparaison avec les trois blancs précédents).
- Deux échantillons de contrôle, dont un certifié, sont analysés en triplicata par tranche de 45 échantillons.
- Un échantillon de poisson sur 15 est analysé en triplicata afin de déterminer la réplicabilité des analyses.
- Huit échantillons de contrôle, soit cinq étalons certifiés et trois contrôles internes, sont analysés de façon répétée afin d'évaluer la réplicabilité, la répétabilité et la reproductibilité des analyses.

Depuis 2011, les huit contrôles sont les suivants :

- Sept standards sont utilisés, couvrant le champ optimal des mesures, pour établir la courbe de calibration pour le calcul des résultats. Un lot d'environ 60 échantillons est analysé par courbe. Un contrôle de vérification de courbe est analysé à tous les 20 échantillons.
- À tous les 20 échantillons, un blanc de méthode (essai contenant les réactifs utilisés dans la procédure analytique et soumis au processus analytique, du prétraitement au dosage, sans chair de poisson) est analysé pour vérifier qu'aucune contamination n'a été introduite durant le processus analytique. Si un blanc ne respecte pas le critère d'acceptabilité, l'analyse de ces 20 échantillons est reprise.
- À tous les 20 échantillons, un blanc instrumental est analysé pour vérifier qu'aucune contamination extérieure n'a été introduite durant le processus analytique. Si un blanc ne respecte pas le critère d'acceptabilité, l'analyse de ces 20 échantillons est reprise.
- Un échantillon de contrôle certifié par lot (par environ 60 échantillons) est analysé en triplicata afin de déterminer la justesse. Si ce contrôle certifié ne respecte pas l'intervalle de confiance du certificat, toutes les analyses de ce lot sont reprises.

- Deux échantillons de contrôle interne par lot (par environ 60 échantillons) sont analysés en triplicata. Si ces contrôles certifiés ne respectent pas le critère d'acceptabilité (coefficient de variation $\leq 10 \%$), toutes les analyses de ce lot sont reprises.
- Trois échantillons de contrôle de poisson par lot (par environ 60 échantillons) sont analysés en triplicata afin de déterminer la réplicabilité des analyses. Si ces contrôles certifiés ne respectent pas le critère d'acceptabilité (coefficient de variation $\leq 10 \%$), seule l'analyse des contrôles est reprise.
- Une validation complète de la méthode est effectuée une fois tous les deux ans. Cette validation inclut l'évaluation de la réplicabilité, la répétabilité et la reproductibilité des analyses.
- Participation à un programme d'étude de performance d'un organisme reconnu.

S'ajoute à ces contrôles une validation interlaboratoire, laquelle s'effectue auprès de l'Institut des eaux douces de Pêches et Océans Canada (Winnipeg) jusqu'en 2006, puis auprès du FAPAS depuis 2007. La reproductibilité (ou justesse) des résultats obtenus de 1986 à 2008 est en moyenne de 94,0 % et, auprès du FAPAS depuis 2007 elle est de 104,0 % (102,7 % en 2012), ce qui est acceptable. La justesse est le reflet de la précision des résultats obtenus comparativement à d'autres laboratoires, à partir de contrôles inter laboratoires et d'échantillons certifiés fournis par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA). Aucune tendance ou biais systématique n'a été décelé dans les résultats des contrôles de performance analytique pour toute la période couverte. De plus, il n'y a pas de relation entre la justesse des résultats et les teneurs en milieux naturels. Par exemple, il n'y a pas de différence significative dans les teneurs moyennes annuelles des grands brochets du lac témoin Rond-de-Poêle de 1984 à 2012, malgré une justesse variant de 90 % à 115 % selon l'année d'échantillonnage.

Toutes les statistiques relatives à ces évaluations de performance analytique sont colligées dans un rapport présenté annuellement à Hydro-Québec par le laboratoire d'analyse, lequel détaille le mode de gestion des échantillons, les procédures de contrôle ainsi que l'évaluation de la performance analytique.

Un contrôle de qualité additionnel est effectué à partir de triplicatas d'échantillons fantômes expédiés à l'insu du laboratoire (10 % des échantillons). À titre indicatif, soulignons que les coefficients de variation des échantillons fantômes sont très faibles. Ils ont été en moyenne de 6,3 % avec une étendue de 4,1 % à 9,6 % de 1990 à 2012 (9,6 % en 2012). Soulignons que les teneurs plus faibles obtenues depuis la dernière décennie contribuent à augmenter le coefficient de variation moyen, car les mêmes écarts engendrent une influence proportionnellement plus forte sur des valeurs faibles que sur des valeurs élevées. De plus, les résultats font l'objet d'une vérification supplémentaire en mettant en relation, par des diagrammes de dispersion, la teneur en mercure obtenue avec la longueur des poissons. Cette vérification permet d'identifier les échantillons qui présentent des valeurs anormales.

Lorsque cela survient ou que les coefficients de variation des échantillons fantômes sont trop élevés (> 10 %), une reprise des analyses est alors demandée. En moyenne, environ 2 % des analyses (2,4 % en 2012) ont fait l'objet d'une telle reprise.

2.3 Traitement statistique

2.3.1 Comparaisons

L'étude de l'évolution spatio-temporelle du mercure est réalisée en calculant la teneur moyenne en mercure pour un spécimen de longueur standardisée, et ce, pour divers milieux et années d'échantillonnage. Ces longueurs standardisées, qui correspondent approximativement aux longueurs moyennes des captures, ont été établies comme suit pour les principales espèces :

meunier rouge	: 400 mm	grand brochet	: 700 mm
grand corégone	: 400 mm	doré jaune	: 400 mm
touladi	: 600 mm	lotte	: 500 mm
cisco de lac	: 150 mm	grand corégone nain	: 200 mm
omble de fontaine	: 300 mm	ouananiche	: 350 mm
esturgeon jaune	: 700 mm	ménomini rond	: 300 mm

Deux types de comparaisons ont été effectués afin de répondre aux questions soulevées par le suivi. Il s'agit de comparaisons temporelles (interannuelles) réalisées pour un même réservoir (stations regroupées) ou par station et spatiales réalisées pour un ensemble de stations.

Pour les comparaisons temporelles, l'état de référence des teneurs en mercure dans les poissons en conditions naturelles a été établi à partir des données récoltées dans un total de 35 milieux naturels (lacs et rivières) de la région du complexe La Grande, échantillonnés entre 1978 et 1994. Cette approche permet de maximiser les données disponibles étant donné la variabilité appréciable dans les teneurs moyennes enregistrées d'un lac à l'autre. Pour les quelques lacs ayant été échantillonnés plus d'une fois, seules les données les plus récentes de 1978 à 1994 ont été retenues; une telle démarche est justifiée par l'absence de tendance temporelle dans les teneurs en mercure mesurées pour chacune des espèces cibles dans ces lacs. Pour le grand corégone nain, des données plus récentes (1999) ont, par exception, été utilisées puisque l'identification des populations naines n'est survenue qu'en 1993.

Pour toutes les espèces, des teneurs distinctes ont été calculées pour l'état de référence des secteurs Est et Ouest à cause, d'une part, des différences observées dans la structure de leur communauté de poissons respective et, d'autre part, des différences significatives observées entre les teneurs des grands corégonides de chacun des secteurs.

La valeur moyenne utilisée comme état de référence en conditions naturelles de chaque espèce pour chacun des secteurs a été calculée en regroupant les poissons de tous les milieux naturels d'un secteur, comme s'ils provenaient tous d'un même milieu. Cette valeur moyenne ne tient donc pas compte de la variabilité des teneurs en mercure d'un milieu à l'autre. De plus, son intervalle de confiance à 95 % est particulièrement faible, à cause du nombre élevé de poissons. Pour mieux apprécier la durée du phénomène dans les milieux modifiés, les concentrations estimées à la longueur standardisée ont également été comparées à l'étendue des valeurs moyennes correspondantes obtenues pour les lacs naturels. Aussi, le retour à des teneurs équivalentes à celles des milieux naturels est considéré complété lorsque la teneur moyenne dans un milieu modifié n'est plus significativement ($p < 0,05$) différente de celle obtenue dans au moins un lac naturel du même secteur.

Comme les populations de grands corégones normaux et nains ont été confondues avant 1993, les comparaisons temporelles réalisées pour les grands corégones normaux du secteur Est n'ont été effectuées que sur les spécimens de longueur supérieure ou égale à 300 mm pour les milieux où des populations naines sont présentes. Cette procédure permet d'éviter la présence de spécimens nains dans les effectifs utilisés pour les grands corégones normaux et d'introduire un biais dans les résultats.

De façon à uniformiser l'analyse des données et le mode de présentation des résultats, l'âge des réservoirs a été calculé à partir du premier été de mise en eau qui correspond à l'âge 0, ou de l'année de mise en eau pour les mises en eau qui ont été rapides, soit quelques semaines (réservoirs Laforge 1 et La Grande 1). L'âge 0 des milieux à débit augmenté correspond à la mise en service des ouvrages de transfert des eaux, alors que l'âge 0 des milieux à débit réduit correspond à l'année de coupure ou de réduction de leur débit.

2.3.2 Approche statistique

L'approche statistique utilisée pour décrire l'évolution spatio-temporelle des teneurs en mercure dans les poissons a été optimisée en 1995. Jusqu'en 1993, l'approche statistique reposait sur la régression linéaire, l'analyse de covariance (ANCOVA) et le test de comparaisons multiples des moyennes SNK (Brouard *et al.*, 1987), laquelle engendrait certaines difficultés d'application, surtout pour les données obtenues peu après la mise en eau des réservoirs. En effet, la mise en eau augmente de façon marquée le taux d'accumulation de mercure des poissons et donc, change la courbe de la teneur en mercure en fonction de la longueur. L'utilisation de la régression linéaire, correcte en conditions naturelles, s'avérait alors souvent inadéquate. De plus, les conditions d'application de l'analyse de covariance n'étaient plus respectées peu après la mise en eau, particulièrement en ce qui concerne l'égalité des pentes des droites représentant la teneur en mercure en fonction de la longueur. Il n'était alors plus possible de comparer statistiquement le taux d'accumulation en mercure avant et après la mise en eau. L'utilisation du test de comparaisons multiples des moyennes SNK était également inadéquate lorsque la longueur moyenne des poissons variait d'une année à l'autre, ce qui est fréquent peu après la mise en eau.

L'analyse de régression polynomiale avec variables indicatrices (Tremblay *et al.*, 1998) a été adoptée en 1995, car elle élimine les contraintes évoquées ci-haut. Elle permet de comparer statistiquement des relations d'allure différente (linéaire ou curviligne) sur le plan de leur forme et de leur position dans un graphique représentant les teneurs en mercure en fonction de la longueur des poissons. Elle permet également de comparer statistiquement des teneurs moyennes en mercure estimées pour une longueur standardisée plutôt que des teneurs moyennes de poissons de toutes les longueurs.

Les détails de l'approche statistique utilisée, basée sur la régression polynomiale avec variables indicatrices, sont présentés dans un document distinct (Tremblay et Doyon, 1996) qui décrit toutes les étapes d'application et d'interprétation des résultats. Les analyses antérieures à 1995 ont toutes été reprises avec cette méthode afin de permettre une analyse rigoureuse de toutes les données disponibles depuis le début du suivi.

Les conditions d'application de la méthode de régression polynomiale avec variables indicatrices, soit la normalité des résidus et l'homogénéité des variances (homoscédasticité), ont été vérifiées pour chaque analyse par l'examen visuel des graphiques appropriés, tel qu'illustré dans Tremblay *et al.* (1996). Par ailleurs, cette méthode est modérément robuste aux écarts de normalité des données et d'homogénéité des variances et est définitivement moins contraignante que l'analyse de covariance en ce qui a trait aux conditions d'application.

Par ailleurs, la méthode de Box-Cox Bartlett a été utilisée pour déterminer les meilleures transformations à utiliser sur les données pour satisfaire les conditions d'application de la régression polynomiale avec variables indicatrices. L'utilisation de cette méthode a mis en évidence que la transformation logarithmique et celle de la racine carrée étaient le plus souvent adéquates. À la suite de cette constatation, la meilleure transformation, lorsque requise, était conservée tout au long des analyses pour chacune des espèces, soit :

Grand corégone :	logarithmique	Omble de fontaine :	racine carrée
Grand brochet :	racine carrée	Touladi :	logarithmique
Meunier rouge :	racine carrée	Doré jaune :	données brutes
Cisco de lac :	racine carrée	Lotte :	racine carrée
Esturgeon jaune :	logarithmique	Ouananiche :	racine carrée

La régression polynomiale avec variables indicatrices consiste essentiellement à définir une équation (désignée aussi sous le terme de modèle) qui permet d'estimer la teneur en mercure en fonction d'un polynôme de la longueur du poisson.

La longueur a été choisie de préférence à toute autre caractéristique des poissons parce qu'elle est directement mesurable, lors de la capture, par le consommateur éventuel et qu'elle exprime, jusqu'à un certain point, la croissance et l'âge des spécimens. Ce polynôme prend ainsi la forme suivante :

$$[\text{Hg}] = C + (K_1 \times \text{longueur}) + (K_2 \times \text{longueur}^2) + \dots + (K_n \times \text{longueur}^n)$$

où : C = une constante;

K_1 à K_n = le coefficient de chaque terme.

À partir du modèle, des sous-équations sont produites pour chaque groupe (année ou station) qui se différencie du modèle. Une teneur moyenne en mercure est ainsi estimée pour chaque groupe à une longueur standardisée. Des lettres différentes sont attribuées lorsque les intervalles de confiance de l'estimation de la teneur moyenne ne se chevauchent pas, indiquant ainsi des différences significatives à 95 %.

Soulignons que les teneurs moyennes obtenues pour un même milieu et une même année peuvent varier légèrement (2^e décimale) d'une analyse à l'autre selon la base de données utilisées. Par exemple, pour les grands brochets de 700 mm de la station Gavaudan du réservoir La Grande 3, une teneur moyenne de 0,97 mg/kg a été obtenue en 2012 pour l'analyse temporelle de cette station, laquelle compare les teneurs moyennes de chacune des années d'échantillonnage de 1986 à 2012, mais une teneur moyenne de 0,96 mg/kg a été obtenue à cette même station pour l'analyse spatiale comparant les deux stations de ce réservoir en 2012. Puisqu'il s'agit d'ensembles différents de données d'une analyse à l'autre, il est possible que la teneur moyenne estimée varie légèrement, mais cette variation n'est pas significative et ne change en rien l'interprétation des résultats.

2.4 Gestion du risque

Cette section présente comment Hydro-Québec a géré le risque potentiel pour la santé des pêcheurs sportifs et des pêcheurs de subsistance que représente l'augmentation temporaire des teneurs en mercure des poissons des milieux modifiés par l'aménagement du complexe La Grande. Cette gestion du risque comporte trois principaux volets :

- La recherche de mesures d'atténuation visant à prévenir ou atténuer l'augmentation des teneurs en mercure des poissons causée par la mise en eau des réservoirs.
- L'application de mesures de compensation permettant aux Cris de poursuivre leurs activités traditionnelles tout en limitant leur exposition au mercure.

- La production de guides de consommation de poissons permettant de s'assurer que les pêcheurs sportifs et les pêcheurs de subsistance puissent continuer à consommer régulièrement du poisson tout en évitant tout risque pour la santé lié au mercure.

2.4.1 Recherche de mesures d'atténuation

Dans le contexte de la *Convention de la Baie James sur le mercure* (1986), une revue critique des mesures d'atténuation identifiées dans la littérature scientifique a été produite par Sbeggen (1995) et Sbeggen et Schetagne (1995), basée principalement sur des synthèses réalisées par Roy (1984), Laperle et Schetagne (1988) et Le Groupe Roche (1993).

Ces mesures peuvent être regroupées sous trois catégories, soit : la réduction des sources de mercure (comme le déboisement et le décapage des sols forestiers), la réduction de la biodisponibilité et de la production de méthylmercure (comme le chaulage et le maintien de sédiments en suspension) et la réduction de la bioaccumulation du mercure par les poissons (comme l'ajout de sélénium et la pêche intensive). L'ensemble de ces mesures, détaillées dans Schetagne *et al.* (2002) ont été rejetées. En effet, à la suite de cette revue critique, le sous-comité Environnement de la *Convention de la Baie James sur le mercure* (1986) concluait qu'aucune mesure d'atténuation à la source ne pouvait être recommandée pour les raisons suivantes : efficacité incertaine, possibilité d'effets secondaires sur la faune aquatique et impraticabilité technique et économique. Par la suite, trois mesures potentielles ont fait l'objet d'évaluations plus poussées dans le contexte du programme corporatif de recherche sur le mercure d'Hydro-Québec : la pêche intensive, le brûlage maîtrisé de matériaux organiques (végétation et couvre-sols forestiers) et l'ajout de sélénium.

L'étude de Surette *et al.* (2004) a démontré que la pêche intensive, qui peut réduire sous certaines conditions les teneurs en mercure dans certaines espèces de poissons des lacs naturels, n'est pas applicable en réservoir, en raison d'un effort de pêche trop élevé (enlèvement de près de 80 % de la biomasse de poissons). De plus, le principal mécanisme de réduction serait un accroissement du taux de croissance des poissons, alors qu'on a observé une augmentation par un facteur de 3 à 7 des teneurs en mercure dans les poissons des réservoirs du complexe La Grande, malgré des hausses marquées de leur taux de croissance. Cette mesure n'est donc pas envisageable pour les réservoirs hydroélectriques.

Quant aux feux maîtrisés, une expérience de brûlage de matériaux organiques (végétation et couvre-sols) a été réalisée par Mailman *et al.* (2006), avec des résultats peu concluants. Cette mesure ne peut être recommandée à grande échelle à cause des dangers liés à la perte de la maîtrise du feu. De plus, les auteurs ont également mesuré d'importantes émissions de gaz à effet de serre.

Quant à l'utilisation du sélénium, Hydro-Québec a entrepris des études à ce sujet en collaboration avec l'Institut des eaux douces, rattaché au ministère des Pêches et des Océans du Canada (Mailman, 2008). Malgré la faisabilité théorique du point de vue technique et économique de cette mesure (Noisel *et al.*, en préparation), elle ne peut être considérée actuellement à cause de contraintes d'acceptabilité environnementale, sociale et gouvernementale.

2.4.2 Application de mesures de compensation

L'impossibilité d'appliquer des mesures d'atténuation à la source a amené, dès 1989, le Comité de la Baie-James sur le mercure, qui gérait la *Convention de la Baie James sur le mercure (1986)*, à mettre de l'avant une nouvelle approche qui visait plutôt à réorienter les activités traditionnelles de récolte de nourriture de façon à réduire l'exposition au mercure et, par le fait même, le risque pour la santé. Les mesures préconisées visaient la récolte de poissons et d'autres ressources fauniques à faible teneur en mercure. Il s'agissait, soit de subventions permettant la récolte de poissons, soit d'aménagements ou d'études favorisant la récolte ou la production de ressources fauniques et piscicoles. Ces mesures sont détaillées dans Tremblay et Langlois (1996) et résumées dans Schetagne *et al.* (2002).

Dans le contexte du renouvellement de la première convention sur le mercure, soit de la *Convention sur le mercure (2001)*, un programme spécifique a été mis sur pied, qui avait comme objectif principal le développement et la revalorisation des pêcheries crie au moyen de mesures comme l'accès à des lieux de pêche de remplacement, la subvention de pêcheries communautaires, l'ensemencement de poissons, l'évaluation des stocks de poissons et la promotion de la pêche (Niskamoon Corporation, 2008).

2.4.3 Production de guides de consommation

Dans un objectif de réduire le risque pour la santé tout en permettant aux pêcheurs de continuer à profiter des bénéfices pour la santé que procure la consommation de poissons, de nombreux guides de consommation de poissons ont été produits en collaboration avec les organismes locaux de santé publique. La production de tels guides nécessite les étapes suivantes : la détermination du niveau d'exposition recommandé à partir des seuils de toxicité humaine pour le mercure, la détermination des longueurs moyennes des principales espèces de poissons consommées, la prévision des teneurs maximales en mercure qui seront atteintes dans les poissons de ces longueurs, la validation des teneurs maximales atteintes, le calcul du nombre de repas par mois recommandé et l'élaboration du format des guides de consommation de poisson.

2.4.3.1 Exposition et dose journalière recommandées

La revue de nombreuses études portant sur la toxicité du méthylmercure a permis d'établir la relation entre la dose de méthylmercure et l'effet sur la santé des adultes et du fœtus, qui est présentée au tableau 2.6 (Hydro-Québec, 2007b).

Tableau 2.6 Correspondance entre les concentrations de méthylmercure mesurées dans les cheveux et les effets observés sur la santé

Concentration dans les cheveux (ppm)	Effets observés sur la santé	
< 10	Adulte :	aucun effet constaté.
	Fœtus :	aucun effet constaté.
10 à 15	Adulte :	aucun effet constaté.
	Fœtus :	seuil approximatif à partir duquel les premiers effets pourraient apparaître dans le développement de l'enfant (par exemple, la réussite aux tests de performance psychomotrice) selon divers organismes de santé.
15 à 50	Adulte :	des tests spécialisés ont révélé certains effets discrets sur la coordination des mouvements de personnes exposées à ces concentrations pendant des années.
	Fœtus :	à partir de 15 ppm, il y a un risque probable d'atteinte au développement normal de l'enfant (retard de croissance et de développement).
50 à 250	Adulte :	atteintes légères du système nerveux chez les personnes les plus sensibles*.
	Fœtus :	risque croissant de retard de développement chez l'enfant.
250 à 1 500	Adulte :	tremblements, troubles de la coordination musculaire, difficultés d'élocution, diminution de l'acuité auditive et atteinte visuelle.
	Fœtus :	risque élevé de malformations congénitales et de mortalité du fœtus durant la grossesse.

* Les données disponibles établissent l'apparition des premiers effets à une concentration d'environ 125 ppm dans le cheveu; des tests statistiques ont établi que ces effets apparaîtraient à 50 ppm chez 5 % des individus les plus sensibles.

Dans sa dernière révision de 2004, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a établi la dose journalière admissible (DJA) de méthylmercure en fonction d'un seuil d'exposition de 14 ppm dans les cheveux de la mère pour la protection du fœtus. L'OMS considère que cette exposition n'entraînera « aucun effet indésirable » sur le développement du fœtus et de l'enfant. Afin de s'assurer que ce seuil de 14 ppm soit respecté par la grande majorité des personnes, l'OMS a d'abord calculé la dose d'ingestion journalière correspondante. Le modèle utilisé prédit que cette dose d'ingestion journalière est de 1,5 µg de méthylmercure/kg de poids corporel. Puis, pour tenir compte des variations métaboliques individuelles, on a appliqué un facteur d'incertitude de 6,4. Ce facteur est le produit de la variabilité du taux d'assimilation du méthylmercure d'une personne à une autre, par celle du taux de transfert entre le sang et le cheveu, qui peut également varier d'une personne à une autre. Aussi, la dose d'ingestion journalière (1,5 µg/kg de poids corporel) divisée par le facteur d'incertitude (6,4) donne une DJA de 0,23 µg/kg/j de méthylmercure. Cette DJA a

été établie pour la protection du fœtus et de l'enfant, considérés comme les individus les plus sensibles aux effets du mercure (OMS, 2004), et mène à une exposition d'environ 2 ppm dans les cheveux de la mère.

Pour les autres adultes, l'OMS considère qu'on peut assimiler quotidiennement jusqu'à deux fois la DJA, soit jusqu'à 0,46 µg/kg/j, sans risque d'atteinte neurologique. Cette dernière précision rejoint l'ancienne recommandation qui avait été calculée en fonction d'une exposition-seuil de 50 ppm dans le cheveu, qui correspond à un taux d'ingestion de 3,3 µg/kg/j (en considérant un poids corporel de 60 kg). Un facteur de sécurité arbitraire de 7 (ajustement entre une dose journalière et hebdomadaire) avait ensuite été appliqué, ce qui avait mené à la DJA de 0,47 µg/kg/j (OMS, 1972 et 1990).

Les DJA recommandées par Santé Canada et par le ministère de la Santé et des services sociaux du Québec pour les adultes en général sont toutes deux de 0,47 µg/kg/j de méthylmercure. Elles mènent donc à une exposition d'environ 5 à 7 ppm dans le cheveu. Santé Canada a toutefois proposé l'adoption d'une DJA de 0,2 µg/kg pour les femmes en âge de procréer ainsi que pour les enfants, compte tenu de la plus grande sensibilité du fœtus et des jeunes enfants au méthylmercure.

Les recommandations de consommation des poissons du complexe La Grande sont basées sur les DJA recommandées par Santé Canada. Elles visent donc une exposition au mercure d'environ 5 à 7 ppm pour les cheveux pour les adultes en général et d'environ 2 ppm dans les cheveux pour les femmes enceintes, celles qui peuvent le devenir bientôt, et les enfants de moins de 13 ans.

2.4.3.2 Détermination des longueurs de consommation

Puisque les teneurs en mercure augmentent avec la taille des poissons, les recommandations de consommation sont calculées à partir des longueurs moyennes de chacune des espèces consommées par les pêcheurs sportifs et les pêcheurs de subsistance. Le temps de stabilisation de l'exposition au mercure d'une personne correspond à environ une année, en considérant une stabilité dans la concentration en mercure dans les poissons consommés, dans la quantité de poisson consommée par repas et dans la fréquence de consommation. Ainsi, malgré la grande variabilité des teneurs en mercure dans les poissons d'une même espèce, il est considéré que, sur une année complète, le pêcheur aura accumulé une quantité de mercure correspondant à la teneur moyenne en mercure contenue dans les poissons de longueur moyenne consommés.

Les longueurs moyennes de consommation des principales espèces de poissons ont été déterminées à partir des données de captures enregistrées lors des pêcheries communautaires menées de 2003 à 2011 par les différentes communautés crie (tableau 2.7), ainsi qu'à partir des données de récoltes fournies en 1986 par l'Administration régionale crie (Comité de la Baie-James sur le mercure, 1998).

Les longueurs moyennes de consommation retenues en collaboration avec le CCSSSBJ sont : 300 mm pour l'omble de fontaine; 500 mm pour le grand corégone, les meuniers noirs et rouges, le doré jaune et les lottes; 600 mm pour le touladi; 800 mm pour le grand brochet; et 900 mm pour l'esturgeon jaune. Les recommandations de consommation calculées à partir de ces longueurs moyennes sont très sécuritaires pour les pêcheurs sportifs parce que les Cris utilisent des filets à grandes mailles pour leurs pêches communautaires et capturent généralement des poissons de plus grandes tailles que les prises moyennes des pêcheurs sportifs. Par exemple, les longueurs moyennes des captures de grand brochet par les pêcheurs sportifs, pour les plans d'eau périphériques au réservoir de l'Eastmain 1, variaient de 700 (en 2009) à 725 mm (en 2007) (Waska Ressources, 2010), alors que la longueur moyenne de consommation retenue est de 800 mm. Cette différence de longueur entraîne une grande différence dans la teneur moyenne en mercure; par exemple, 1,61 mg/kg à 700 mm vs 2,02 mg/kg à 800 mm pour les grands brochets du réservoir Robert-Bourassa en 2012.

2.4.3.3 Prévion et validation des teneurs maximales atteintes

Dans le contexte des nouveaux réservoirs hydroélectriques, dans lesquels les teneurs en mercure des poissons augmentent rapidement durant les premières années, atteignent des valeurs maximales, puis retournent graduellement aux valeurs initiales, les recommandations de consommation sont calculées avec les teneurs maximales prévues à l'étape de l'étude d'impact, mais validées en fonction des premiers résultats de suivi. Cette façon de procéder permet d'éviter d'émettre des recommandations différentes pendant plusieurs années successives durant la période de modification rapide des teneurs, ce qui créerait de la confusion chez les consommateurs. Les recommandations de consommation sont ainsi valables et sécuritaires pour une longue période de temps. Elles pourront être révisées à la hausse lorsque les teneurs auront amorcé un retour vers les teneurs initiales et permettront une consommation plus fréquente.

Modèles de prévision

Au cours des années, plusieurs modèles de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs hydroélectriques ont été utilisés pour estimer les teneurs maximales qui seront atteintes et la durée de la période de limites additionnelles à la consommation de poissons. Ces modèles sont brièvement présentés dans les paragraphes suivants.

Modèle semi-empirique

Un premier modèle a été mis au point par la SEBJ, après la construction des réservoirs de la phase I du complexe La Grande et l'amorce du suivi régulier des teneurs en mercure dans les poissons des milieux modifiés (Messier *et al.*, 1985).

Tableau 2.7 Longueurs moyennes des poissons capturés par les pêcheries cries de 2003 à 2011 comparativement à celles obtenues en 1986

Communauté	Grand corégone		Grand brochet		Doré jaune		Meuniers		Touladi		Esturgeon jaune		Omble de fontaine		Lotte	
	n	Longueur moyenne (po)	n	Longueur moyenne (po)	n	Longueur moyenne (po)	n	Longueur moyenne (po)	n	Longueur moyenne (po)	n	Longueur moyenne (po)	n	Longueur moyenne (po)	n	Longueur moyenne (po)
Wemindji (2003 - 2011)	982	17,9	341	34,2	800	18,4	206	19,4	12	19,7	324	43,5	75	14,6		
Chisasibi (2006 - 2011)	533	17,8	197	30,3	171	20,8	429	18,7	156	23,8			6	17,0	22	24,9
Mistissini (2008 - 2010)	154	19,7	97	29,7	69	20,5	164	19,7	752	23,2			3	21,3	4	25,3
Nemasca (2008 - 2010)	318	18,6	261	35,0	339	20,4	285	21,3	31	29,3	41	40,4				
Oujé-Bougoumou (2010)	37	17,1	13	28,9	15	20,7			17	26,4			4	17,5		
Waswanipi (2008 - 2010)	28	17,4	97	26,1	72	19,0	52	17,6			81	38,1			1	31,0
Whapmagoostui (2008)	130	19,0	32	32,9			166	17,1	213	25,7			20	14,5		
Données globales 2003-2011																
Longueur moyenne (po)	2182	18,2	1038	32,4	1466	19,3	1302	19,3	1181	23,9	446	42,2	108	15,0	27	25,2
Longueur moyenne (mm)		461		822		490		489		608		1072		380		640
Données de pêche 1986																
Longueur moyenne (po)		20		28		20		16 - 20		24		28 - 36		12		
Longueur moyenne (mm)		500		700		500		400 - 500		600		700 - 900		300		500
Longueur moyenne retenue (mm)		500		800		500		500		600		900		300		500

Références : Comité de la Baie-James sur le mercure, 1998; Alliance Environnement inc., 2004; Lessard, 2006, 2007a,b et c, 2008a,b et c, 2009, 2010a-h, 2011a-e, 2012a,b et c.

Ce modèle semi-empirique est basé sur le modèle de libération de phosphore de Grimard et Jones (1982). Il utilise la courbe de libération de phosphore, générée par le modèle de Grimard et Jones, comme un indice de l'intensité de la décomposition de la matière organique, lequel est transformé pour refléter la disponibilité du mercure pour les poissons. Il a été calibré à l'aide des teneurs en mercure des poissons obtenues des campagnes de suivi de 1981, 1982 et 1984.

Il a servi à prévoir l'évolution des teneurs en mercure chez deux espèces de poisson des réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca. Il s'agit du grand corégone (non piscivore) et du grand brochet (piscivore), choisis pour leur grande abondance et pour leur répartition générale sur le territoire. Ce modèle est présenté en détail dans Schetagne *et al.* (2002).

Une seconde version du modèle de la SEBJ a été produite en 1992, afin de tenir compte des nouveaux enseignements du suivi du complexe La Grande (Hydro-Québec, 1993). Ainsi, le taux de transfert du mercure du poisson non piscivore au poisson piscivore a été modifié pour tenir compte de la présence ou de l'absence, dans un réservoir, d'un comportement de super-prédateur, c'est-à-dire de poissons piscivores (surtout le grand brochet) qui s'alimentent régulièrement d'autres poissons piscivores. Dans le réservoir Robert-Bourassa, des analyses de contenus stomacaux ont révélé que les grands brochets, quelques années après la mise en eau, se nourrissaient d'une grande variété de proies et que près de 60 % de leur régime alimentaire était constitué de poissons piscivores, soit de grands brochets, de dorés jaunes et de lottes (Doyon *et al.*, 1996). En conséquence, dans les réservoirs où les grands brochets se nourrissent en grande partie d'autres poissons piscivores (Robert-Bourassa, Opinaca et La Grande 3), ils présentent des teneurs en mercure plus élevées que dans les réservoirs où ils se nourrissent essentiellement de poissons non piscivores comme dans le réservoir Caniapiscau.

Modèle semi-mécanistique

Depuis les années 1990, un modèle semi-mécanistique a été graduellement développé en utilisant les résultats des suivis effectués aux trois principaux réservoirs du complexe La Grande, soit Robert-Bourassa, Opinaca et Caniapiscau (Thérien, 2001a et b, 2005, 2006, 2010). Ce modèle (HQHG) est beaucoup plus complexe que le modèle utilisé auparavant. Il fait appel aux principaux facteurs physiques et biologiques jouant un rôle dans les processus de production et de bioaccumulation du méthylmercure, soit :

- Les caractéristiques physiques (dont la température de l'eau) et les courbes de fluctuation du niveau d'eau des réservoirs.
- La biomasse végétale (ou phytomasse) des principales composantes facilement décomposables des milieux forestiers ennoyés.

- Les taux de décomposition et de libération du méthylmercure de ces composantes obtenus par des expériences de laboratoire, sous différentes conditions de pH, de température et d'oxygène dissous.
- Les paramètres bioénergétiques des espèces de poissons considérées.
- Les taux de croissance et d'accumulation du méthylmercure des poissons.
- Le régime alimentaire et la teneur en mercure des principales proies des poissons.

Ce modèle utilise des sous-modèles mis au point pour des milieux naturels, soit le modèle bioénergétique de l'Université du Wisconsin (1997) et le modèle de bioaccumulation du mercure de Norstrom *et al.* (1976) et de Rodgers (1993, 1994 et 1996). Le modèle HQHG utilise la teneur en mercure estimée dans l'eau des réservoirs projetés par le modèle HQEAU, mis au point à partir de la très grande quantité de données sur la qualité de l'eau provenant du RSE du complexe La Grande (Schetagne *et al.*, 2004; Thérien, 2005 et 2006). Le modèle HQHG demeure cependant semi-empirique, car on doit spécifier certains éléments qui ne sont pas modélisables, comme le régime alimentaire des poissons après la mise en eau.

Le modèle HQHG a été utilisé une première fois lors de l'étude d'impact du projet des centrales de l'Eastmain-1-A et de la Sarcelle et dérivation Rupert, puis pour celui de l'aménagement du complexe de la Romaine.

Validation des teneurs maximales atteintes

Avant de les utiliser pour produire les guides de consommation de poissons, les teneurs maximales en mercure prévues par les modèles doivent être validées par les teneurs moyennes en mercure des principales espèces de poissons consommées mesurées lors des premières campagnes de suivi. Cette validation permet de vérifier si la courbe des valeurs estimées par le modèle s'aligne bien sur les mesures et d'apporter au besoin des corrections aux teneurs maximales prévues. Par exemple, les teneurs mesurées 4 et 6 ans après la mise en eau du réservoir de l'Eastmain 1 ont permis de valider les teneurs maximales estimées pour les poissons de ce réservoir et de corriger à la hausse celles prévues pour le réservoir Opinaca situé en aval du premier (Thérien et Schetagne, 2012).

La planification du calendrier des campagnes de suivi après la mise en eau des réservoirs est très importante. Il faut, d'une part, allouer assez de temps pour permettre aux poissons de longues durées de consommation d'accumuler suffisamment de mercure pour que la hausse des teneurs soit significative, mais, d'autre part, ne

pas attendre trop longtemps afin d'éviter que les teneurs atteignent des valeurs pouvant entraîner, chez les grands consommateurs de poissons, un niveau d'exposition au mercure excédant celui jugé sécuritaire par les organismes de santé publique, avant qu'un guide de consommation ait pu être distribué. Une première campagne de mesure à la 3^e ou 4^e année après la mise en eau permet habituellement de valider adéquatement les teneurs maximales prévues et de produire un guide de consommation dans un délai acceptable si nécessaire.

2.4.3.4 Calcul du nombre de repas par mois recommandé

Les organismes de santé publique suggèrent, selon les teneurs moyennes en mercure dans les poissons de différentes espèces et de différents milieux, des nombres maximums de repas par mois que l'on peut consommer sans dépasser le niveau d'exposition au mercure recommandé pour prévenir tout effet du mercure sur la santé. Comme mentionné à la section 2.4.3.1, le niveau d'exposition visé par les organismes de santé publique responsables de la région de la Baie-James, soit le CCSSSBJ pour les Cris et le CRSSSBJ pour les autres Jamésiens, est d'environ 5 à 7 ppm dans les cheveux pour les adultes en général, qu'ils soient Cris ou non. Des recommandations particulières sont faites pour les femmes enceintes, celles qui peuvent le devenir bientôt, et les enfants de moins de 13 ans.

Les recommandations peuvent être qualitatives (consommation sans restriction, consommation régulière, consommation occasionnelle, consommation non recommandée) ou quantitatives (en nombre de repas par mois), selon les préférences des organismes de santé publique. Le CCSSSBJ préférerait jusqu'à récemment des recommandations qualitatives, plus faciles à suivre, alors que le guide provincial de consommation des poissons de pêche sportive en eau douce du Québec présente des recommandations quantitatives.

Le tableau 2.8 montre les équivalences entre les teneurs en mercure des poissons et les recommandations de consommation pour les adultes en général. Le calcul considère :

- La teneur moyenne en mercure dans le poisson.
- Une portion de 230 g de poisson frais avant cuisson.
- Une dose journalière admissible (DJA) de 0,47 µg de mercure par kilogramme de poids corporel.
- Un poids corporel de 60 kg.

Tableau 2.8 Équivalence entre les teneurs en mercure dans les poissons et les recommandations de consommation pour les adultes en général

Teneur en mercure dans la chair de poisson (mg/kg)	Recommandation quantitative (nombre de repas par mois)	Recommandation qualitative
≤ 0,29	> 12	Consommation sans restriction
0,30 à 0,49	8	Consommation régulière
0,50 à 0,99	4	Consommation occasionnelle
1,00 à 1,99	2	Consommation occasionnelle
2,00 à 3,75	1	Consommation non recommandée
> 3,75	< 1	Consommation non recommandée

Lorsque la teneur moyenne en mercure d'un poisson d'un milieu donné est plus petite ou égale à 0,29 mg/kg, il est possible d'en consommer plus de 12 repas par mois, ce qui est jugé sans restriction compte tenu des habitudes générales de consommation. Lorsque la teneur d'un poisson varie de 0,30 à 0,49 mg/kg, il est recommandé d'en consommer un maximum de 8 repas par mois. De la même manière, une consommation maximale de 4 repas par mois est recommandée si la teneur se situe entre 0,50 et 0,99 mg/kg et une consommation maximale de 2 repas par mois si la teneur varie de 1,00 à 1,99 mg/kg. Enfin, la consommation d'un poisson dont la teneur dépasse 2 mg/kg n'est pas recommandée par le CCSSSBJ. Dans le but de simplifier encore un peu ces recommandations, le CCSSSBJ recommandait une consommation régulière lorsque la teneur d'un poisson permet un maximum de 8 repas par mois, et une consommation occasionnelle lorsque sa teneur permet de 2 à 4 repas par mois.

2.4.3.5 Élaboration des guides de consommation de poissons

Plusieurs types de guides de consommation ont été produits au fil des ans. Dans le contexte de la *Convention de la Baie James sur le mercure (1986)*, un dépliant d'information a été produit au début des années 1990 et une brochure intitulée "Mercure - Questions et réponses" a été produit en 1995 par le Comité de la Baie-James sur le mercure (Noël et Sbeghen, 1995). Ces outils présentaient des recommandations générales pour les milieux naturels et modifiés de la région du complexe La Grande. Par la suite, le volume 2 du rapport synthèse de 1998, sur l'évolution des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande, comportait une série de 5 cartes présentant les teneurs en mercure obtenues en 1996 pour les différentes espèces de poissons des différents milieux naturels et aménagés du complexe, ainsi que trois classes de recommandations de consommation selon un code de couleurs associées à la teneur en mercure dans les poissons (Comité de la Baie-James sur le mercure, 1998).

En 2001, durant l'intérim entre la fin de la *Convention de la Baie James sur le mercure (1986)* et la signature de la *Convention sur le mercure (2001)* en février 2002, deux guides de consommation de poissons sous forme de cartes géographiques ont été produits conjointement par l'Unité de recherche en santé publique du Centre de recherche du pavillon CHUL (CHUL) et par Hydro-Québec – Production (Hydro-Québec et CHUL, 2001a et b). Le premier portait sur les plans d'eau des régions du complexe La Grande et de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine, alors que le second visait les plans d'eau de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert. Pour être conforme au *Guide de consommation des poissons de pêche sportive en eau douce du Québec*, ainsi qu'aux recommandations du CHUL, les recommandations de ces guides se déclinent en cinq classes de recommandations quantitatives, selon les cinq premiers codes de couleur présentés au tableau 2.8. Ces deux guides mettaient à contribution les teneurs en mercure dans les poissons mesurées en 1999 et 2000 pour les milieux aménagés.

En 2004, un nouveau type de guide a été produit conjointement par le CHUL, le Centre hospitalier universitaire de Québec (CHUQ), Hydro-Québec – Production, la Corporation Eeyou Namess (entité responsable de l'application de la *Convention sur le mercure (2001)*), l'Association crie de pourvoirie et de tourisme, et le CCSSSBJ : *Le guide alimentaire des poissons nordiques – Complexe La Grande*. Les teneurs en mercure des poissons des réservoirs de la phase I du complexe La Grande ayant bien amorcé le retour vers les teneurs initiales et permettant la consommation de plus de repas par mois, ce nouveau guide mettait l'emphase sur les bienfaits pour la santé que procure la consommation de poisson, mais il présentait aussi des recommandations qualitatives de consommation selon les quatre catégories de consommation simplifiées du tableau 2.8.

Plusieurs outils d'information sur le mercure et la consommation de poissons ont également été produits par le CCSSSBJ durant les années 2000, comme le dépliant "Fish Facts for Families" et l'affiche "Healthy Fish Eating in Eeyou Istchee" (Hydro-Québec et al., 2013).

En réponse à la condition 6.4 du Certificat d'autorisation du MDDEP du projet des centrales de l'Eastmain-1-A, de la Sarcelle et de la dérivation Rupert, une évaluation de l'efficacité des outils d'information sur le mercure et la consommation de poissons a été réalisée en 2010 (GENIVAR et Waska ressources, 2013). Par l'administration d'un questionnaire et par des groupes de discussions, auxquels ont participé un total de 446 Cris et 175 autres Jamésiens, cinq outils différents ont été évalués : *Le guide alimentaire des poissons nordiques – Complexe La Grande*; *Le guide de consommation des poissons pour les plans d'eau des régions du complexe La Grande et de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine*; *Le guide de consommation des poissons pour les plans d'eau de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert*; le dépliant "Fish Facts for Families"; et

l'affiche "*Healthy Fish Eating in Eeyou Istchee*". Pour ces différents outils, on a pu déterminer le degré de compréhension et de respect des recommandations présentés, ainsi que les points forts et les éléments à améliorer. Le guide alimentaire révisé qui a été produit et distribué en juin 2013 incorpore les recommandations formulées à la lumière des résultats de cette évaluation. Il s'agit du *Guide alimentaire des poissons nordiques – Région de la Baie-James* présenté à la section 4.2.

2.5 Études complémentaires

Parallèlement au suivi des teneurs en mercure dans les poissons, un certain nombre d'études complémentaires ont été réalisées au fil des ans. Ces études visaient à mieux comprendre les mécanismes responsables des observations tirées du suivi, à fournir les intrants nécessaires au développement du modèle de prévision des teneurs en mercure dans les poissons, ou à obtenir des informations permettant une meilleure gestion du risque pour la santé. Parmi ces études, les principales sont les six suivantes :

- La distinction des populations de grands corégones nains et normaux.
- Le mercure dans les espèces de petites tailles.
- Le régime alimentaire des principales espèces de poissons.
- L'entraînement des poissons des réservoirs vers l'aval des centrales.
- La proportion de méthylmercure dans le mercure total pour différentes parties de poisson.
- Les teneurs des principaux nutriments, dont les acides gras oméga 3, dans la chair des poissons.

Parmi ces études, seules les deux dernières ont utilisé des méthodes analytiques différentes de celle du suivi du mercure dans la chair des poissons. Le détail de ces méthodes est livré dans les documents suivants : GENIVAR et Hydro-Québec, 2004; Therrien et Schetagne, 2001a; Lucas *et al.*, 2003.

Les principaux enseignements fournis par ces études complémentaires sont livrés à la section 3.7.

3. RÉSULTATS

Ce chapitre traite, dans l'ordre, des milieux naturels, des réservoirs, de l'aval immédiat des réservoirs, des voies de dérivation, des rivières à débit réduit, du tronçon estuarien de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James, ainsi que des études complémentaires.

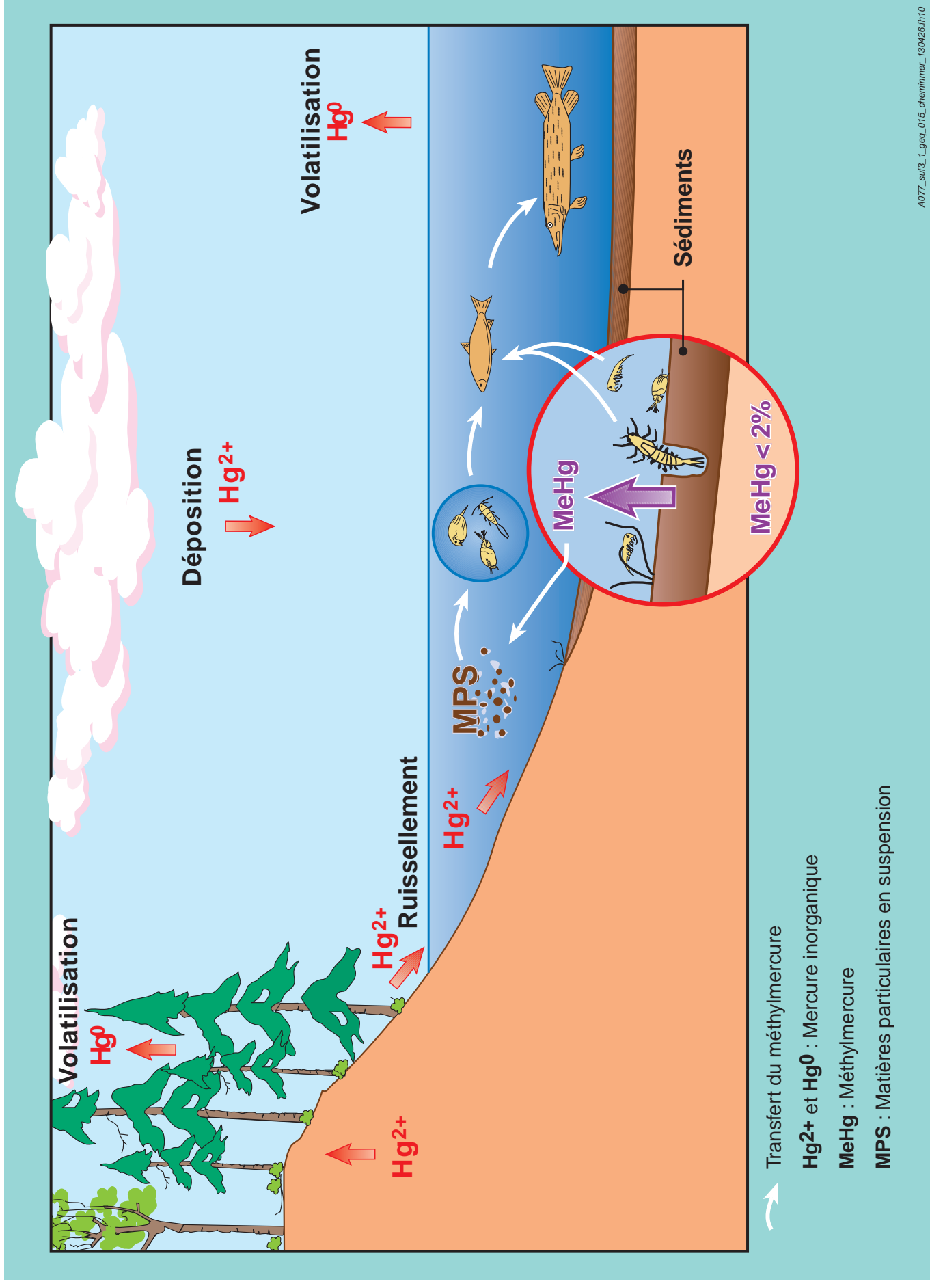
3.1 Milieux naturels

3.1.1 Cheminement du mercure dans les écosystèmes naturels du nord du Québec

Le mercure inorganique est présent partout dans l'environnement. On le retrouve dans l'air, la végétation, les sols forestiers, ainsi que dans les lacs et les rivières. Dans les écosystèmes lacustres, les sédiments constituent le principal réservoir de mercure (Lucotte *et al.*, 1999b). Il peut être émis dans l'air de façon naturelle ou par des activités humaines comme la combustion du charbon et le brûlage des déchets. Dans le Nord du Québec, il provient surtout du transport atmosphérique depuis de longues distances et se dépose sur les lacs et les forêts par les précipitations sèches et la pluie. Le mercure aéroporté d'origine naturelle s'est progressivement accumulé dans les couches organiques des sols depuis le début de leur formation après la dernière glaciation. Pour sa part, le mercure anthropique aéroporté a commencé à s'accumuler dans les sols du nord du Québec depuis le début de l'ère industrielle, à la fin du 19^e siècle. Depuis, les taux de déposition du mercure atmosphérique dans le nord du Québec ont augmenté par des facteurs variant de deux à trois (Lucotte *et al.*, 1995). Entre les 45^e et 54^e degrés de latitude Nord au Québec, où se situe le complexe La Grande, le mercure aéroporté proviendrait probablement du secteur industriel des Grands Lacs (Lucotte *et al.*, 1999b).

Le mercure inorganique est relativement inoffensif, car il est peu assimilé par les êtres vivants. Une fois dans le milieu aquatique (lacs, rivières, réservoirs), ce mercure est cependant transformé par des bactéries en une forme organique, le méthylmercure. Celui-ci est facilement assimilé par les organismes vivants en raison de sa grande affinité pour les protéines et de son faible taux d'élimination, principalement chez les animaux à sang froid comme les poissons. Le méthylmercure est d'abord absorbé par le plancton en suspension dans l'eau et par les insectes aquatiques vivant dans la vase ou sur la végétation aquatique. Par un processus appelé bioamplification, la concentration de méthylmercure augmente par la suite le long de la chaîne alimentaire, du plancton aux poissons. Aussi, les poissons non piscivores, comme les meuniers et le grand corégone, contiennent moins de mercure que les poissons piscivores, comme le grand brochet, le doré jaune et le touladi. Ainsi, bien qu'une faible fraction seulement de la charge totale de mercure inorganique dans un lac soit transformée en méthylmercure, sa bioamplification le long de la chaîne alimentaire est telle, qu'un facteur d'augmentation de l'ordre de 150 peut être observé entre les concentrations en mercure mesurées dans le plancton de faible niveau trophique et celles dans les gros poissons piscivores (Lucotte *et al.*, 1999a). La figure 3.1 présente une schématisation de ce cheminement.

Figure 3.1 Cheminement du mercure dans les lacs naturels



3.1.2 Teneurs en mercure dans les poissons des milieux naturels du complexe La Grande

3.1.2.1 Variabilité interne d'un milieu naturel

Il existe une grande variabilité dans les teneurs en mercure mesurées pour des poissons de même espèce, de même longueur et de même milieu. Par exemple, les teneurs en mercure d'un touladi d'environ 750 mm ont varié par un facteur de 4 (de 0,59 à 2,46 mg/kg) dans le lac Jobert en 1991 (figure 3.2). Ces différences peuvent provenir d'une croissance ou d'un comportement alimentaire différents entre les spécimens.

3.1.2.2 Variabilité spatiale entre milieux naturels

Pour la plupart des espèces, il y a peu de différences entre les teneurs en mercure des poissons des secteurs Ouest et Est (tableau 3.1). Il est à noter que la qualité de l'eau de ces deux secteurs est très similaire, particulièrement en ce qui concerne les paramètres liés au contenu en matières organiques. Seules les teneurs du grand corégone sont significativement plus élevées dans le secteur Est. Bien que le résultat obtenu pour le touladi de 600 mm indique également des teneurs significativement plus élevées pour le secteur Est, les teneurs obtenues pour des tailles de 400, de 500 ou de 700 mm ne révèlent aucune différence significative entre les deux secteurs.

Figure 3.2 Distribution des teneurs en mercure mesurées dans les touladis du lac Jobert en 1991.

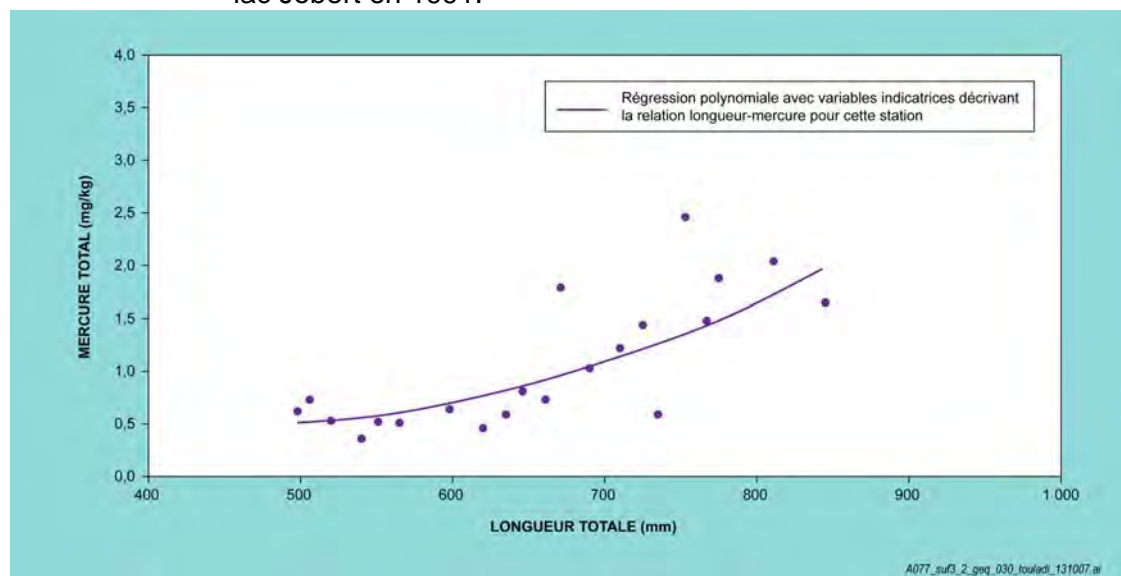


Tableau 3.1 Étendue des teneurs moyennes en mercure obtenues pour une longueur standardisée pour les principales espèces de poissons des milieux naturels des secteurs Ouest et Est du complexe La Grande.

Espèce (longueur standardisée)	Secteur Ouest				Secteur Est			
	Nombre de poissons	Nombre de lacs	Étendue des teneurs moyennes (mg/kg)	Teneur moyenne globale (mg/kg)	Nombre de poissons	Nombre de lacs	Étendue des teneurs moyennes (mg/kg)	Teneur moyenne globale (mg/kg)
Grand corégone (400 mm)	503	21	0,05 - 0,20	0,11	187	8	0,10 - 0,30	0,17
Meunier rouge (400 mm)	182	7	0,12 - 0,22	0,12	246	9	0,06 - 0,20	0,12
Grand brochet (700 mm)	373	18	0,30 - 0,93	0,59	120	4	0,36 - 0,92	0,55
Doré jaune (400 mm)	353	13	0,30 - 1,02	0,60				
Touladi (600 mm)	131	7	0,23 - 0,89	0,57	254	10	0,52 - 1,11	0,74
Touladi (700 mm) ^a					254	10	0,71 - 1,44	0,93
Cisco de lac (150 mm)	89	2 ^b	0,08 - 0,30	0,11				
Cisco de lac (300 mm) ^c	368	6	0,09 - 0,13	0,10				
Grand corégone nain (200 mm) ^d					43	2	0,17 - 0,29	0,21
Lotte (500 mm) ^e	181	5	0,49 - 0,74	0,64	181	5	0,49 - 0,74	0,64
Esturgeon jaune (700 mm)	186	11	0,03 - 0,40	0,25				

a Longueur standardisée différente depuis 1999 en raison de l'absence de spécimens de petites tailles dans les milieux modifiés du complexe La Grande.

b Pour augmenter l'effectif, deux années différentes ont été retenues pour un des deux lacs. La répartition des données est la suivante : 1990 (n=10) et 1994 (n=39) pour le lac Rond-de-Poêle (EA 302), ainsi que 1994 (n=40) pour le lac Detcheverry (SB 400).

c Longueur standardisée différente pour la côte est de la baie James.

d L'étendue est fournie à titre indicatif, car seulement deux lacs ont permis une analyse spatiale.

e Les deux secteurs sont groupés pour établir la teneur moyenne globale. L'étendue, fournie à titre indicatif, provient d'un faible nombre de milieux naturels.

Chez la lotte, la teneur moyenne (0,64 mg/kg à 500 mm) a été obtenue pour tous les milieux naturels des secteurs Est et Ouest regroupés en raison des très faibles effectifs, particulièrement dans le secteur Est. L'étendue des teneurs moyennes obtenue dans les milieux naturels (0,49 à 0,74 mg/kg) n'est présentée qu'à titre indicatif car peu de données sont disponibles pour cette espèce.

Pour les grands corégones normaux (400 mm), les teneurs moyennes plus élevées dans les lacs du secteur Est (maximum de 0,30 mg/kg) comparativement à ceux du secteur Ouest (maximum de 0,20 mg/kg) pourraient s'expliquer par l'ingestion de proies dont les teneurs en mercure sont plus élevées. Les teneurs en méthylmercure et en mercure total mesurées dans les organismes planctoniques et dans les invertébrés benthiques ingérés par les grands corégones sont en effet deux à quatre fois plus élevées dans les lacs du secteur Est que dans ceux de l'Ouest (Doyon *et al.*, 1996). Elles n'expliquent toutefois pas pourquoi cette tendance est-ouest n'est pas observée dans les teneurs moyennes en mercure des meuniers rouges.

La variabilité spatiale à l'intérieur des deux secteurs est cependant très grande. Les teneurs moyennes estimées pour les longueurs standardisées varient souvent significativement (jusque par un facteur de 4) d'un lac à un autre. Par exemple, les teneurs moyennes des dorés jaunes de 400 mm varient de 0,30 à 1,02 mg/kg d'un lac à l'autre du secteur Ouest, alors que pour le grand corégone de 400 mm, elles varient de 0,05 à 0,20 mg/kg. Toutefois, il ne ressort pas de tendance géographique particulière. Il en est de même pour les meuniers rouges, pour les grands brochets et pour les touladis. Soulignons que la description de la variabilité spatiale des teneurs en mercure des poissons des lacs naturels du complexe La Grande peut se faire à l'aide de l'ensemble des données récoltées depuis le début du suivi, même si certains lacs n'ont pas été échantillonnés la même année, en raison de l'absence de tendance temporelle dans les teneurs (section 3.1.2.4).

Dans ces milieux naturels où il n'y a pas de sources directes de mercure, les teneurs de mercure semblent surtout varier en fonction des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau, en particulier du contenu en matières organiques. En effet, une étude de la qualité de l'eau des bassins des rivières Nottaway, Broaback et Rupert (SOMER inc., 1994) a mis en lumière, à l'aide d'une analyse en composantes principales, la présence de cinq types d'eau. Les eaux de type A proviennent du lac Mistassini et du cours principal de la Rupert et sont très transparentes, peu colorées et pauvres en phosphore et en matières organiques, alors que pour les types B à E, les eaux sont de plus en plus turbides, colorées et riches en éléments nutritifs, en matières organiques et en minéraux. Or, les teneurs moyennes en mercure des grands corégones, des grands brochets et des dorés jaunes sont les plus faibles dans les eaux de type A et augmentent graduellement dans les eaux de types B à E (Schetagne *et al.*, 2002).

Plusieurs auteurs rapportent également une relation entre la teneur de mercure dans les poissons et la teneur de matières organiques (carbone organique dissous, acides humiques) (Mannio *et al.*, 1986; McMurtry *et al.*, 1989; Wren *et al.*, 1991; Lange *et al.*, 1993; Haines *et al.*, 1994; Simonin *et al.*, 1994; Driscoll *et al.*, 1995). Pour chacun des types d'eau, on note par contre que les teneurs varient toujours grandement d'un lac à un autre. Soulignons que les secteurs Est et Ouest du complexe La Grande abritent des lacs ayant des eaux de type B.

3.1.2.3 Variabilité inter-espèce des teneurs en mercure

La comparaison des teneurs en mercure entre différentes espèces de poissons a été effectuée pour des spécimens de même âge. Les espèces non piscivores du secteur Ouest présentent des niveaux de bioaccumulation du mercure similaires, à l'exception des ciscos de lac (0,14 vs 0,09 - 0,10 mg/kg pour les autres espèces, pour des spécimens de 4-5 ans; Schetagne *et al.*, 1996). Cette différence serait due à l'atteinte de la maturité sexuelle à un plus jeune âge chez les ciscos. En consacrant plus d'énergie à la production de gonades, les ciscos de lac produisent proportionnellement moins de chair. Le mercure assimilé, qui s'accumule plus dans la chair que dans les gonades (Schetagne *et al.*, 1996), y est alors plus concentré.

Dans le secteur Est, les teneurs moyennes en mercure des grands corégonos normaux sont significativement plus élevées que celles des meuniers rouges (0,17 vs 0,08 mg/kg pour des spécimens de 4-5 ans), ce qui serait peut-être lié à la consommation de proies différentes.

Pour les espèces piscivores des deux secteurs, les teneurs moyennes des grands brochets sont plus élevées que chez les autres prédateurs (doré jaune et touladi) aux mêmes âges (0,99 vs respectivement 0,70 et 0,64 mg/kg pour des spécimens de 12-14 ans; Schetagne *et al.*, 1996). Ces différences s'expliqueraient, d'une part, par un comportement piscivore plus précoce chez les grands brochets, soit dès la fin de leur premier été (Holland et Huston, 1984) et, d'autre part, par une croissance plus rapide qui leur permet d'ingérer des poissons de plus grandes tailles, plus contaminés en mercure, à un âge plus jeune que les deux autres espèces piscivores. L'examen de contenus stomacaux supporte cette hypothèse puisque les corégoninés ingérés par les grands brochets peuvent être jusqu'à trois fois plus grands que ceux retrouvés dans des estomacs de dorés jaunes du même groupe d'âge (Doyon *et al.*, 1996).

La comparaison des niveaux de bioaccumulation du mercure entre les espèces piscivores et les non piscivores d'un même âge indique que, dans les lacs naturels du secteur Ouest, les grands brochets de 13-14 ans ont des teneurs en mercure environ cinq fois plus élevées que celles des meuniers rouges et des grands corégonos de même âge (0,99 vs 0,19-0,20 mg/kg; Schetagne *et al.*, 1996). Ces valeurs montrent bien le phénomène de bioamplification des teneurs en mercure. Elles indiquent un facteur de bioamplification de 5 d'un niveau trophique à un autre.

Les données montrent aussi que le facteur de bioamplification obtenu pour ces espèces de poissons est assez variable d'un lac à l'autre, ce qui s'expliquerait par des différences dans les structures des communautés de poissons, se traduisant par des proies différentes pour les poissons prédateurs, et par conséquent, par des teneurs en mercure différentes (Schetagne *et al.*, 2002). Il est à noter que pour les invertébrés lacustres, des facteurs similaires d'environ 3 ont été observés d'un niveau trophique à un autre (Lucotte *et al.*, 1999a).

3.1.2.4 Variabilité temporelle des teneurs en mercure dans les lacs naturels

Quelques lacs naturels ont été échantillonnés régulièrement de 1984 à 2012, notamment les lacs Rond-de-Poêle (28 ans de données) et Detcheverry (22 ans de données) pour le secteur Ouest et le lac Hazeur (26 ans de données) pour le secteur Est. L'analyse des variations temporelles des teneurs en mercure des principales espèces de poissons de ces lacs ne révèle aucune tendance temporelle particulière (figure 3.3).

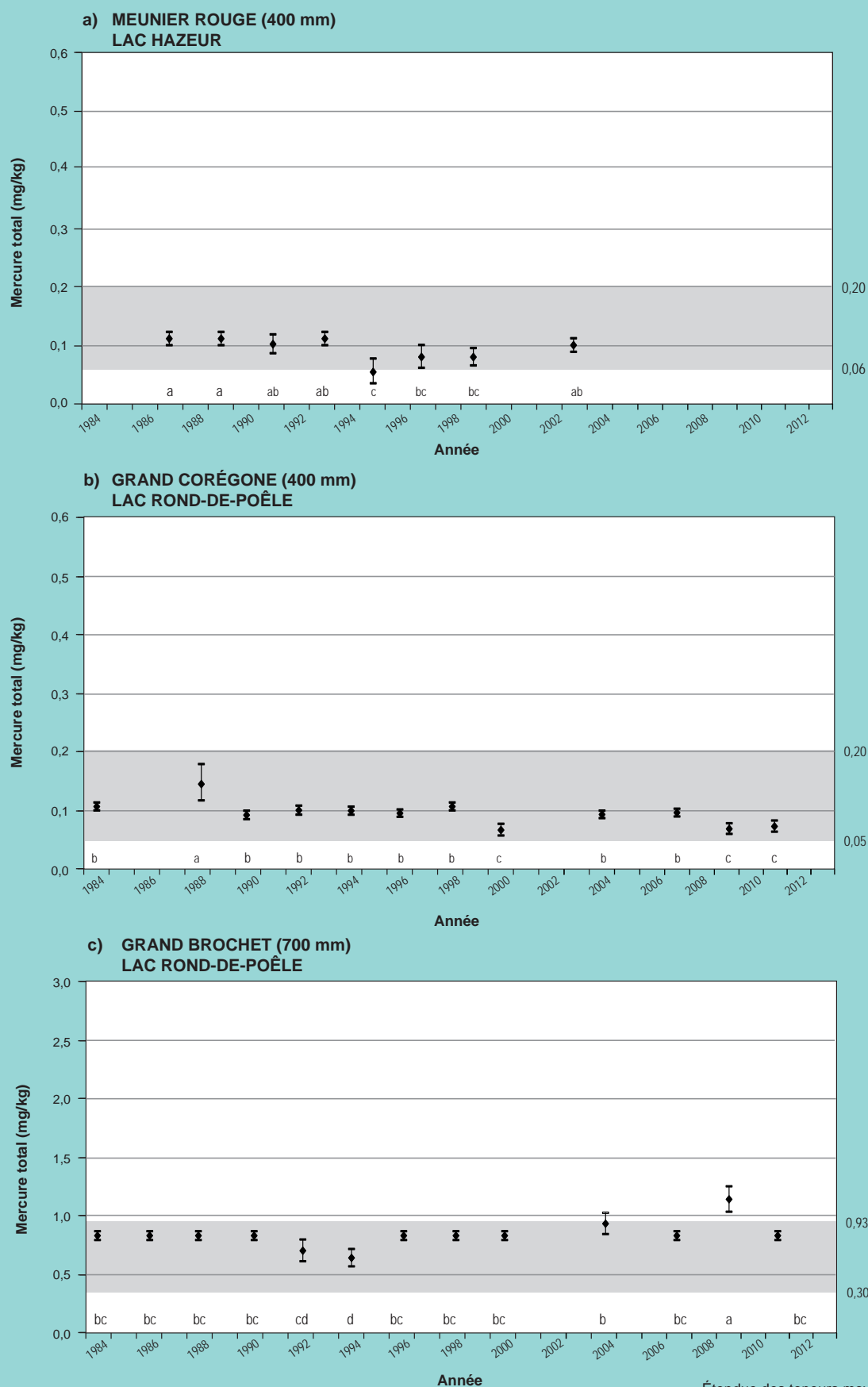
Les variations d'une année à l'autre, illustrées à la figure 3.3, seraient liées, soit aux aléas d'échantillonnage, tels que de légères différences dans la distribution des longueurs des poissons capturés à chaque année, dans la précision et la justesse des analyses de laboratoire ou à de véritables différences dans le milieu. Il est peu probable que des différences dans la disponibilité du mercure d'une année à l'autre ou dans la croissance des poissons aient joué un grand rôle, car il s'agit de teneurs estimées pour des poissons de longueurs standardisées qui ont environ 8 à 15 ans selon les espèces, de sorte qu'il faudrait que ces différences aient eu lieu sur des séquences de plusieurs années. Des variations dans la force des classes d'âge des différentes espèces de poissons pourraient avoir joué un plus grand rôle, car elles agissent sur plusieurs années.

Pour chacune des espèces, les différences observées d'une année à l'autre sont très faibles par rapport aux changements observés après la mise en eau des réservoirs, de sorte qu'elles n'ont aucune influence sur l'interprétation de l'évolution des teneurs après la modification des milieux. D'ailleurs, les teneurs moyennes annuelles sont, à une exception près (grands brochets du lac Rond-de-Poêle en 2009, figure 3.3c), toutes comprises à l'intérieur de l'étendue des teneurs moyennes obtenues pour une longueur standardisée pour l'ensemble des lacs naturels.

3.1.3 Autres régions

Schetagne *et al.* (2002) présente des analyses comparatives entre le complexe La Grande et différentes régions, soit : la région des Grande et Petite rivières de la Baleine, la région des rivières Nottaway, Broaback et Rupert, la région du nord québécois, le Québec méridional et le reste du Canada.

Figure 3.3 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour une longueur standardisée chez les principales espèces de poissons capturées dans quatre lacs naturels du complexe La Grande

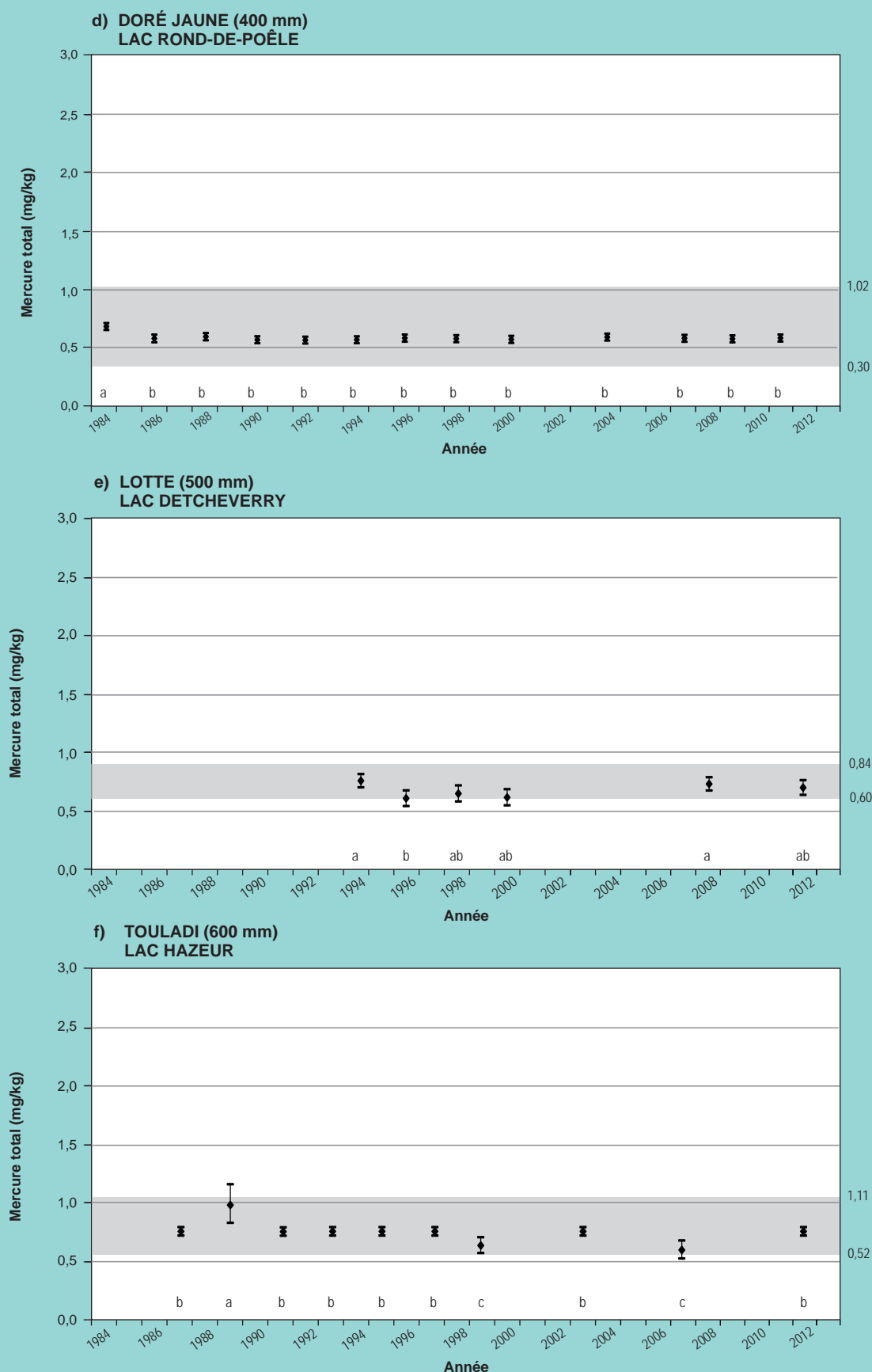


Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

A077_suf3_3_geq_023_MercLac_131106.fh10

Figure 3.3 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour une longueur standardisée chez les principales espèces de poissons capturées dans quatre lacs naturels du complexe La Grande (suite)



Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

A077_suf3_3_geq_023_MercLac_131106.fh10

Les faits saillants sont les suivants :

- Les teneurs en mercure dans les poissons semblent varier en fonction des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau. Pour la majorité des espèces, elles sont plus faibles au complexe La Grande que dans la région de Nottaway-Broadback-Rupert où elles montrent un gradient croissant généralement du nord au sud selon les cinq types d'eau identifiés (section 3.1.2.2).
- Chez les espèces non piscivores, les teneurs en mercure mesurées au complexe La Grande sont similaires à celles de lacs de différentes régions du Québec, du Labrador et de la Colombie-Britannique. Font exceptions, les teneurs obtenues dans la région du Haut-Saint-Maurice qui sont plus élevées.
- Chez les espèces piscivores, la situation est similaire et les exceptions concernent le grand brochet et le doré jaune des régions de l'Abitibi et du Lac-Saint-Jean qui présentent des teneurs plus élevées, le grand brochet de la région de la Côte-Nord qui montre généralement des teneurs plus faibles, ainsi que le doré jaune de la région de South Indian Lake au Manitoba où les teneurs sont plus faibles. Les plans d'eau du Bouclier canadien présentent plusieurs caractéristiques qui contribuent à entraîner des teneurs élevées dans les poissons : des eaux colorées et riches en matières organiques favorisant un taux de méthylation élevé; des eaux relativement acides, faiblement minéralisées et peu productives induisant des taux de croissance lents des poissons; une plus grande longévité des poissons favorisant une plus grande accumulation de mercure.

3.2 Réservoirs

3.2.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques

La principale modification physique causée par la création d'un réservoir est l'inondation de milieux terrestres. La figure 3.4 illustre les courbes de remplissage des réservoirs des phases I et II du complexe La Grande alors que leurs caractéristiques (marnage, superficie, profondeur, volume, etc.) ont été présentées à la section 1.1.2 (tableau 1.1). Le temps de remplissage a varié considérablement d'un réservoir à l'autre : seulement un mois dans le cas du réservoir La Grande 1 et près de trois ans pour le réservoir Caniapiscau.

Les trois réservoirs ayant fait l'objet d'un suivi régulier de la qualité de l'eau entre 1978 et 2000, Robert-Bourassa, Opinaca et Caniapiscau, présentent une évolution similaire : une diminution temporaire du taux de saturation en oxygène dissous et du pH; une augmentation temporaire des principaux ions, du carbone et de l'azote organiques, ainsi que du phosphore total (Schetagne *et al.*, 2005). Les mécanismes retenus pour expliquer les modifications de la qualité de l'eau observées à la suite de leur mise en eau sont détaillés dans Schetagne *et al.* (2002, 2005).

Figure 3.4 Courbes de remplissage des réservoirs des phases I et II du complexe La Grande



Pour les réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca, les variations physico-chimiques maximales ont été atteintes rapidement, soit 2 ou 3 ans après le début de leur mise en eau. Les modifications liées à la décomposition des matières organiques inondées étaient virtuellement terminées en 1988, soit 9 à 10 ans après le début de leur mise en eau (Schetagne, 1994). Dans le réservoir Caniapiscau, les modifications mesurées sont du même ordre de grandeur que celles enregistrées aux deux autres réservoirs, mais les valeurs maximales ont été atteintes plus tard, soit entre 6 et 10 ans après le début de la mise en eau et le retour à des valeurs représentatives des conditions naturelles a été complété après 18 ans.

La qualité de l'eau mesurée dans la zone productive de l'ensemble des réservoirs (généralement les 10 premiers mètres) n'a jamais été contraignante pour la vie aquatique. De plus, l'augmentation de la teneur en éléments nutritifs des eaux a induit une augmentation de la productivité de ces milieux.

L'évolution des populations phytoplanctoniques a été suivie à l'aide de la mesure de la chlorophylle *a*. Dans les trois réservoirs, la hausse des éléments nutritifs, particulièrement du phosphore, s'est traduite par une augmentation des teneurs en chlorophylle *a* par un facteur de l'ordre de 3. Cet accroissement a d'ailleurs entraîné la diminution des concentrations en silice, qui a pu devenir limitante dans certains secteurs des réservoirs. Les teneurs maximales en chlorophylle *a* ont été atteintes 3 à 5 ans après le début de la mise en eau. Par la suite, le retour à des teneurs comparables à celles mesurées en conditions naturelles est survenu entre 9 et 14 ans après le début de la mise en eau des réservoirs.

L'abondance et la biomasse des organismes zooplanctoniques des réservoirs du complexe La Grande ont augmenté à la suite de l'enrichissement de l'eau, mais aussi à cause de l'augmentation du temps de séjour des eaux qui était très court dans les rivières alimentant les réservoirs. Cela a permis à ces organismes de proliférer, ayant pu compléter leur cycle de vie dans une plus grande proportion.

En réservoir, surtout les premières années, une réduction de la diversité des organismes benthiques a été observée (Boudreault et Roy, 1985), mais les stations en réservoirs ont souvent affiché des densités et des biomasses de macro-invertébrés plus élevées que celles des lacs témoins. Par ailleurs, une des espèces de poissons ayant le plus profité de la création des réservoirs, en termes d'abondance relative et de taux de croissance, est le grand corégone, une espèce typiquement benthivore (Therrien *et al.*, 2002).

Le suivi environnemental effectué entre 1977 et 2000 a montré qu'initialement, la mise en eau des réservoirs a provoqué une dilution des populations de poissons, suivie par une hausse du rendement de pêche global (captures par unité d'effort ou CPUE) résultant de l'enrichissement des eaux (Therrien *et al.*, 2002). Le taux de croissance et le coefficient de condition des principales espèces de poissons dans les réservoirs ont également augmenté significativement après les mises en eau.

3.2.2 Devenir du mercure en réservoir

C'est aux États-Unis, en 1977, qu'on a fait pour la première fois le lien entre la mise en eau des réservoirs et l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons (Abernathy et Cumbie, 1977). Au Canada, c'est en 1979 qu'un phénomène similaire a été mis en évidence chez les poissons du réservoir Southern Indian Lake au Manitoba (Bodaly et Hecky, 1979). Ces réservoirs n'étaient pas soumis à des effluents industriels contaminés et le transport atmosphérique du mercure ne pouvait expliquer à lui seul cette augmentation soudaine chez les poissons.

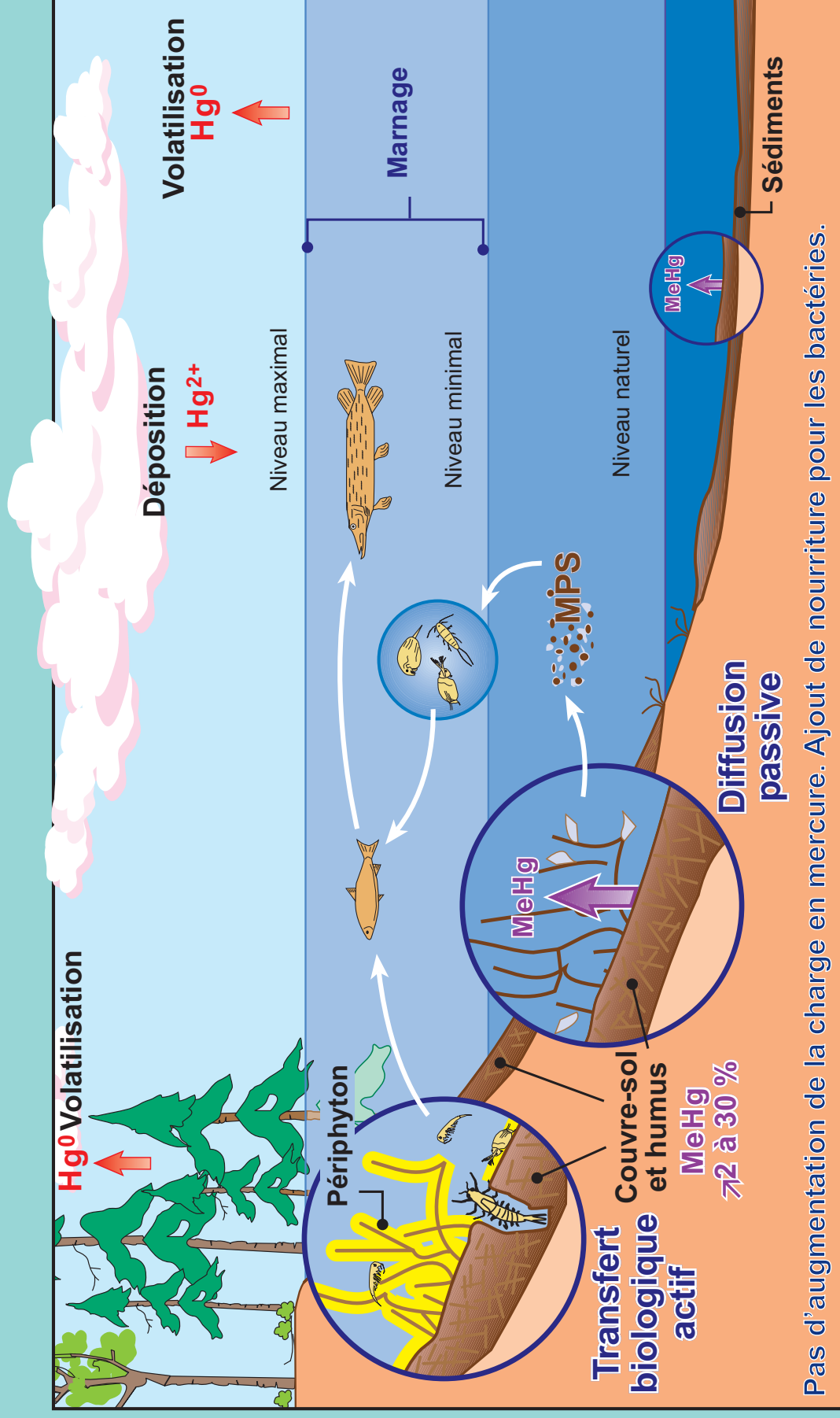
Des études menées au Manitoba et au complexe La Grande ont permis de comprendre les mécanismes responsables des teneurs en mercure plus élevées dans la chair des poissons des réservoirs récemment créés (Bodaly *et al.*, 1984; Canada-Manitoba Mercury Agreement, 1987; Lucotte *et al.*, 1999a). La figure 3.5 présente une schématisation des principaux mécanismes en jeu peu après la mise en eau des réservoirs.

L'aménagement d'un réservoir entraîne l'inondation d'une grande quantité de matières organiques terrestres (végétation et couches de surface des sols). Au cours des premières années d'existence du réservoir, ces matières organiques sont soumises à une décomposition bactérienne accélérée qui entraîne une méthylation accrue du mercure qu'elles contiennent. Il ne s'agit donc pas d'une nouvelle source de mercure apportée par les réservoirs, mais plutôt d'une transformation du mercure inorganique déjà présent dans l'environnement terrestre inondé. La production de méthylmercure est régie en grande partie par la quantité et la nature des matériaux organiques inondés et par des facteurs biologiques et physiques, tels que l'activité bactérienne, la température de l'eau, sa teneur en oxygène, etc.

Une partie du méthylmercure ainsi produit est libéré dans la colonne d'eau où il peut être fixé sur les particules en suspension et transféré aux poissons par l'intermédiaire du zooplancton qui filtre ces particules. À cause de sa forte affinité pour les matières organiques, une grande part du méthylmercure produit demeure dans les sols inondés. Son transfert à la chaîne alimentaire peut aussi s'effectuer par des mécanismes actifs de natures biologique et physique :

- Les larves d'insectes, s'alimentant dans les premiers centimètres des sols inondés, peuvent accumuler le méthylmercure et le transférer aux poissons.
- Pendant les premières années suivant la mise en eau des réservoirs, la majorité des sols inondés dans les milieux peu profonds et exposés à l'action des vagues et des glaces sont progressivement érodés. Les plus grosses particules de sols érodés retombent rapidement vers le fond. Par contre, les fines particules organiques riches en mercure sont maintenues en suspension dans la colonne d'eau pendant une courte période au cours de laquelle

Figure 3.5 Transfert du méthylmercure aux poissons peu après la mise en eau d'un réservoir



→ Transfert du méthylmercure

Hg^{2+} et Hg^0 : Mercure inorganique

MeHg : Méthylmercure

MPS : Matières particulaires en suspension

une partie peut être filtrée par le zooplancton et transférée aux poissons. Ces particules peuvent également se déposer à la surface des sols inondés un peu plus profonds, où elles pourront constituer une nourriture riche en méthylmercure pour les organismes benthiques.

- Les éléments nutritifs libérés par la décomposition bactérienne de la matière organique inondée stimulent la croissance du périphyton, qui est un ensemble de bactéries et d'algues riches en mercure. En servant de nourriture au zooplancton et aux larves d'insectes, le mercure qu'il contient peut également être transféré aux poissons.

3.2.3 Évolution temporelle des teneurs en mercure dans les poissons des réservoirs

La création des réservoirs du complexe La Grande a entraîné une augmentation temporaire significative des teneurs en mercure total dans la chair de toutes les espèces de poissons (tableaux 3.2 et 3.3).

Les figures utilisées pour décrire l'évolution temporelle des teneurs en mercure des spécimens de longueur standardisée des principales espèces non piscivores (grand corégone et meunier rouge) et piscivores (grand brochet, doré jaune, touladi et lotte) présentent en détail les données statistiques pour le réservoir qui fournit les plus longues séries de données (Robert-Bourassa ou Caniapiscau) et permettent la comparaison avec les résultats obtenus pour les autres réservoirs.

Tous les réservoirs, à l'exception du réservoir La Grande 1 qui constitue un cas particulier (section 3.2.3.8), montrent le même patron général d'évolution des teneurs en mercure des poissons (pour les espèces dont la série temporelle est suffisante). Selon les espèces et les réservoirs considérés, les teneurs moyennes en mercure, à une longueur standardisée, ont augmenté par des facteurs variant de 2 à 8 par rapport aux teneurs moyennes mesurées en milieux naturels. Les teneurs maximales chez les espèces non piscivores sont atteintes 4 à 11 ans après la mise en eau, puis reviennent graduellement aux teneurs mesurées en milieux naturels. Chez les espèces piscivores, les teneurs moyennes maximales sont atteintes plus tardivement, entre 9 et 14 ans après la mise en eau, et diminuent significativement par la suite pour revenir dans la majorité des cas à des teneurs moyennes similaires à celles des lacs naturels.

Ce patron d'évolution est le reflet d'une situation particulière où les premières cohortes de poissons naissant après la mise en eau colonisent les réservoirs au moment où l'activité bactérienne de décomposition, la méthylation et la biodisponibilité du mercure sont toutes maximales. Par conséquent, leur taux d'accumulation en mercure est également maximal.

Tableau 3.2 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Ouest du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Meunier rouge (400 mm)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Doré jaune (400 mm)	Cisco de lac (150 mm)	Lotte (500 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels						
	0,12 à 0,22	0,05 à 0,20	0,30 à 0,93	0,30 à 1,02	0,08 à 0,12	0,49 à 0,74 ^a
Robert-Bourassa						
3 ans (1982)	0,38 (c)	0,47 (ab)	1,45 (h)	2,03 (c)	--	--
5 ans (1984)	0,61 (a)	0,53 (a)	2,77 (cd)	2,72 (a)	--	2,43 (a)
7 ans (1986)	0,63 (a)	0,43 (bc)	2,29 (f)	2,32 (bc)	--	1,33 (b)
9 ans (1988)	0,57 (a)	0,38 (bcd)	3,28 (ab)	2,82 (a)	--	--
11 ans (1990)	0,44 (bc)	0,32 (d)	3,34 (a)	2,79 (a)	--	--
12 ans (1991)	--	--	--	--	0,33 (b)	--
13 ans (1992)	0,45 (b)	0,35 (cd)	3,00 (abc)	2,49 (ab)	--	--
15 ans (1994)	0,39 (bc)	0,22 (e)	2,97 (bc)	2,20 (c)	0,50 (a)	0,83 (c)
17 ans (1996)	0,29 (d)	0,21 (e)	2,56 (de)	1,75 (d)	0,32 (b)	0,76 (cd)
19 ans (1998)	0,26 (de)	0,17 (fg)	2,28 (ef)	1,52 (de)	0,33 (b)	0,61 (d)
21 ans (2000)	0,22 (e)	0,18 (efg)	2,33 (ef)	1,41 (e)	0,24 (c)	0,66 (cd)
25 ans (2004)	--	0,16 (g)	1,87 (g)	1,13 (f)	0,12 (d)	0,61 (d)
29 ans (2008)	--	0,16 (fg)	1,62 (gh)	1,12 (f)	--	--
33 ans (2012)	--	0,21 (ef)	1,61 (gh)	1,11 (f)	--	0,61 (d)
Opinaca						
1 an (1981)	--	0,21 (def)	--	1,01 (defg)	--	--
4 ans (1984)	0,72 (a)	0,43 (a)	2,25 (bc)	1,94 (ab)	--	--
6 ans (1986)	0,57 (ab)	0,46 (a)	1,88 (cd)	1,74 (ab)	--	--
8 ans (1988)	--	0,40 (ab)	2,13 (bc)	1,99 (ab)	--	--
10 ans (1990)	--	0,39 (ab)	2,77 (a)	2,07 (a)	--	--
12 ans (1992)	0,50 (b)	0,42 (a)	2,69 (a)	1,88 (ab)	--	--
14 ans (1994)	--	0,29 (bc)	2,47 (ab)	1,65 (b)	0,33 (a)	0,72 (a)
16 ans (1996)	0,33 (c)	0,28 (cd)	2,30 (b)	1,28 (cd)	0,22 (b)	0,69 (a)
20 ans (2000)	0,27 (c)	0,22 (def)	1,53 (d)	0,76 (g)	0,17 (c)	--
24 ans (2004)	0,16 (d)	0,17 (f)	1,61 (d)	0,84 (fg)	--	--
27 ans (2007)	--	0,20 (ef)	1,24 (e)	1,00 (ef)	--	--
29 ans (2009) ^b	--	0,20 (ef)	2,11 (bc)	1,33 (c)	--	--
31 ans (2011) ^b	--	0,22 (de)	1,70 (d)	1,21 (cde)	--	--

Tableau 3.2 (suite) Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Ouest du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Meunier rouge (400 mm)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Doré jaune (400 mm)	Cisco de lac (150 mm)	Lotte (500 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels						
	0,12 à 0,22	0,05 à 0,20	0,30 à 0,93	0,30 à 1,02	0,08 à 0,12	0,49 à 0,74 ^a
La Grande 3						
5 ans (1986)	0,30 (de)	0,34 (a)	1,51 (e)	--	1,10 (a)	--
7 ans (1988)	0,40 (bc)	0,38 (a)	2,26 (d)	--	--	--
9 ans (1990)	0,50 (ab)	0,31 (ab)	3,04 (c)	--	0,97 (a)	--
11 ans (1992)	0,55 (a)	0,33 (ab)	4,08 (ab)	--	--	--
13 ans (1994)	0,35 (cd)	0,32 (ab)	4,66 (a)	--	0,70 (b)	--
15 ans (1996)	0,30 (de)	0,30 (ab)	3,71 (b)	n.r.	0,33 (c)	1,70 (a)
17 ans (1998)	0,25 (ef)	0,33 (ab)	3,12 (c)	n.r.	0,26 (d)	--
19 ans (2000)	0,22 (f)	0,20 (cd)	2,15 (d)	1,37 (a)	0,21 (d)	1,09 (b)
23 ans (2004)	--	0,26 (bc)	1,51 (e)	1,25 (a)	0,23 (d)	0,60 (c)
27 ans (2008)	--	0,20 (c)	1,37 (e)	1,24 (a)	--	0,57 (c)
31 ans (2012)	--	0,14 (d)	1,08 (f)	0,93 (b)	--	0,57 (c)
La Grande 1						
1984 (5 ans ^c)	0,98 (abc)	1,19 (a)	n.r.	--	--	--
1986 (7 ans ^c)	1,09 (ab)	0,67 (b)	2,70 (c)	--	--	2,11 (b)
1988 (9 ans ^c)	1,12 (a)	0,91 (ab)	3,47 (b)	4,31 (a)	--	--
1990 (11 ans ^c)	1,29 (a)	1,13 (a)	4,27 (a)	--	--	2,64 (a)
1992 (13 ans ^c)	1,31 (a)	0,59 (b)	--	--	--	--
1 an (1994)	1,10 (ab)	0,63 (b)	2,26 (c)	--	--	--
3 ans (1996)	0,82 (c)	0,30 (c)	1,06 (de)	--	0,37 (a)	1,48 (c)
5 ans (1998)	0,53 (d)	0,29 (c)	1,28 (d)	1,43 (bc)	0,28 (ab)	1,33 (c)
7 ans (2000)	0,88 (bc)	0,18 (d)	0,92 (ef)	1,68 (b)	0,25 (b)	0,78 (d)
11 ans (2004) ^d	0,40 (d)	0,17 (d)	0,94 (ef)	1,28 (cd)	--	0,77 (d)
15 ans (2008) ^d	0,43 (d)	0,15 (d)	0,78 (f)	1,09 (de)	--	0,82 (d)
20 ans (2012) ^d	0,43 (d)	0,17 (d)	0,82 (ef)	--	--	0,53 (e)

Notes :

n.r. : non représentatif (valeur disponible pour une seule station ou distribution des longueurs inadéquate).

-- : absence de donnée ou effectif trop faible (n < 10).

a : étendue fournie à titre indicatif, car peu de données disponibles en conditions naturelles.

b : les années 2009 et 2011 correspondent aussi à un âge de 3 et 5 ans pour le réservoir de l'Eastmain 1 qui influence celui d'Opinaca.

c : l'âge indiqué est celui du réservoir Robert-Bourassa situé immédiatement en amont (voir texte).

d : les données pour le meunier rouge proviennent uniquement de l'aval immédiat du réservoir Robert-Bourassa de 2004 à 2012.

Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes (p < 0,05). Les comparaisons sont effectuées temporellement par réservoir et par espèce.

Les stations retenues pour les milieux modifiés sont généralement celles conservées après l'optimisation du suivi faite en 2004, sauf pour les milieux qui n'ont pas été échantillonnés après 2003. Par exception, les stations non conservées ont été considérées pour la période 1981-2003 pour les rares cas où une perte d'information était engendrée lors de leur exclusion.

Pour la lotte du réservoir Robert-Bourassa, les deux teneurs maximales ont été obtenues pour des stations différentes.

Tableau 3.3 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Est du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Meunier rouge (400 mm)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Touladi (600 mm)	Lotte (500 mm) ^a	Grand corégone nain (200 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels						
	0,06 à 0,20	0,10 à 0,30	0,36 à 0,92	0,52 à 1,11	0,49 à 0,74 ^a	0,17 à 0,29 ^b
La Grande 4						
4 ans (1987)	0,22 (bc)	0,20 (b)	0,55 (d)	1,34 (a)	--	--
6 ans (1989)	0,34 (a)	0,33 (a)	0,89 (c)	--	--	--
8 ans (1991)	0,34 (a)	0,33 (a)	1,10 (bc)	--	--	--
10 ans (1993)	0,34 (a)	0,16 (cd)	1,39 (ab)	--	--	--
12 ans (1995) ^c	0,24 (b)	0,16 (cd)	1,64 (a)	--	--	--
14 ans (1997) ^c	0,21 (bc)	0,12 (d)	1,65 (a)	--	--	0,34 (a)
16 ans (1999) ^c	0,19 (c)	0,16 (cd)	1,39 (ab)	--	--	0,31 (a)
20 ans (2003) ^c	0,13 (d)	0,17 (bc)	1,42 (ab)	--	--	--
24 ans (2007) ^c	--	0,16 (cd)	1,37 (ab)	--	--	--
29 ans (2012) ^c	--	0,16 (cd)	0,99 (c)	0,97 (b)	--	--
Caniapiscau						
5 ans (1987)	0,34 (c)	0,38 (ab)	0,79 (f)	0,82 (e)	0,49 (b)	--
7 ans (1989)	0,45 (ab)	0,45 (a)	1,25 (cd)	1,56 (ab)	--	--
9 ans (1991)	0,52 (a)	0,47 (a)	1,57 (abc)	1,85 (a)	--	--
11 ans (1993)	0,49 (a)	0,29 (bc)	1,86 (a)	1,79 (a)	--	0,64 (a)
13 ans (1995)	0,39 (bc)	0,21 (d)	1,65 (ab)	1,58 (ab)	0,76 (a)	0,48 (b)
15 ans (1997)	0,24 (d)	0,24 (cd)	1,47 (bc)	1,55 (ab)	0,51 (b)	0,37 (c)
17 ans (1999)	0,22 (d)	0,23 (cd)	1,51 (bc)	1,76 (a)	0,51 (b)	0,30 (d)
21 ans (2003)	0,17 (e)	0,17 (e)	1,30 (c)	1,30 (bc)	n.r.	--
25 ans (2007)	--	0,16 (e)	0,98 (ef)	0,92 (de)	0,49 (b)	--
30 ans (2012)	--	0,16 (e)	1,05 (de)	1,12 (cd)	0,49 (b)	--

Tableau 3.3 (suite) Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Est du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Meunier rouge (400 mm)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Touladi (600 mm)	Lotte (500 mm) ^a	Grand corégone nain (200 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels						
	0,06 à 0,20	0,10 à 0,30	0,36 à 0,92	0,52 à 1,11	0,49 à 0,74 ^a	0,17 à 0,29 ^b
Laforge 1						
3 ans (1987)	0,29 (b)	0,31 (ab)	0,97 (e)	1,44 (c)	--	--
5 ans (1989)	0,40 (ab)	0,36 (a)	1,14 (de)	1,89 (bc)	--	--
7 ans (1991)	0,47 (a)	0,36 (a)	1,57 (ab)	2,40 (ab)	--	--
9 ans (1993)	0,47 (a)	0,31 (ab)	1,76 (a)	2,63 (a)	--	--
11 ans (1995) ^c	0,22 (b)	0,23 (bc)	--	1,76 (bc)	--	--
13 ans (1997) ^c	0,25 (b)	0,25 (abc)	1,21 (de)	1,97 (abc)	--	0,52 (a)
15 ans (1999) ^c	0,27 (b)	0,26 (ab)	1,23 (d)	1,83 (bc)	--	0,36 (b)
19 ans (2003) ^c	0,26 (b)	0,23 (bc)	1,24 (d)	--	--	--
23 ans (2007) ^c	--	0,20 (cd)	1,47 (bc)	--	--	--
28 ans (2012) ^c	--	0,15 (d)	1,27 (cd)	--	--	--
Laforge 2						
6 ans (1989)	0,44 (b)	0,47 (a)	1,66 (cde)	--	--	--
8 ans (1991)	0,53 (ab)	0,48 (a)	2,14 (bc)	--	--	--
10 ans (1993)	0,64 (a)	0,33 (ab)	2,73 (a)	--	--	--
12 ans (1995)	0,46 (b)	0,22 (c)	2,46 (ab)	--	--	--
14 ans (1997)	0,31 (c)	0,25 (bc)	1,91 (cd)	--	--	0,28 (a)
16 ans (1999)	0,29 (c)	0,24 (bc)	1,62 (de)	--	--	0,28 (a)
20 ans (2003)	0,21 (d)	0,15 (de)	1,48 (e)	--	0,68 (a)	--
24 ans (2007)		0,16 (de)	0,85 (f)	--	--	--
29 ans (2012)		0,14 (e)	0,82 (f)	--	--	--

Notes :

n.r. : non représentatif (valeur disponible pour une seule station ou distribution des longueurs inadéquate).

-- : absence de donnée ou effectif trop faible (n < 10).

■ : pour une longueur de 700 mm; étendue des valeurs en milieux naturels : 0,71 à 1,44 mg/kg.

a : étendue fournie à titre indicatif, car peu de données de disponibles en conditions naturelles.

b : étendue fournie à titre indicatif, car elle provient d'une analyse impliquant seulement 2 lacs.

c : les années 1995 à 2012 sont influencées par la seconde mise en eau du réservoir Laforge 1 survenue en 1993.

Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes (p < 0,05). Les comparaisons sont effectuées temporellement par réservoir et par espèce.

Les stations retenues pour les milieux modifiés sont généralement celles conservées après l'optimisation du suivi faite en 2004, sauf pour les milieux qui n'ont pas été échantillonnés après 2003. Par exception, les stations non conservées ont été considérées pour la période 1981-2003 pour les rares cas où une perte d'information était engendrée lors de leur exclusion.

Cependant, les cohortes de poissons naissant une dizaine d'années après la mise en eau arrivent dans les réservoirs alors que le taux de méthylation du mercure et sa biodisponibilité sont redevenus équivalents à ceux des lacs naturels. Il s'ensuit que leurs teneurs en mercure ne sont pas plus élevées qu'en lacs naturels. La durée du retour à des teneurs comparables à celles des milieux naturels pour une longueur standardisée dépendra alors de la croissance des espèces, laquelle est plus lente en région boréale, et de leur régime alimentaire, les espèces piscivores prolongeant la durée des teneurs élevées en raison de la prédation exercée sur des proies qui ne sont pas nécessairement issues de cohortes nées une décade après les mises en eau.

3.2.3.1 Grand corégone

Chez les grands corégones de 400 mm, des hausses significatives des teneurs en mercure ont été observées dans la majorité des réservoirs après leur mise en eau (figure 3.6). C'est seulement aux réservoirs La Grande 4 et Laforge 1 que les teneurs maximales atteintes ne sont pas significativement différentes de celles de certains lacs naturels de la région (figure 3.6d). Selon le réservoir, la teneur moyenne en mercure a atteint une valeur maximale de 0,36 à 0,53 mg/kg (tableaux 3.2 et 3.3), 5 à 9 ans après la mise en eau, pour un facteur d'augmentation variant de 2 à 5. Elle a ensuite diminué graduellement et significativement pour revenir à une teneur équivalente à celles des milieux naturels de la région (soit comprise à l'intérieur de l'étendue de variation des teneurs mesurées dans les milieux naturels, ou pour atteindre une teneur qui n'est plus significativement différente de celle d'un ou de plusieurs lacs naturels). Pour les réservoirs où la hausse des teneurs a été significative, ce retour s'est effectué 10 à 15 ans après leur mise en eau. Depuis, les teneurs moyennes ont parfois fluctué, mais avec des variations ne dépassant pas celles observées d'une année à l'autre en lacs naturels (section 3.1.2.2 et figure 3.3)

Malgré la seconde inondation du réservoir Laforge 1 (798 km² en 1993; tableau 1.1), les teneurs moyennes dans les réservoirs Laforge 1 et La Grande 4, situé immédiatement en aval du précédent, sont demeurées dans l'étendue des teneurs des milieux naturels environnants (figure 3.6d). En ce qui concerne le réservoir La Grande 4, le transfert du mercure dans le plan d'eau situé immédiatement en aval d'un réservoir est discuté plus loin (sections 3.2.3.3, 3.4.3 et 3.5.4).

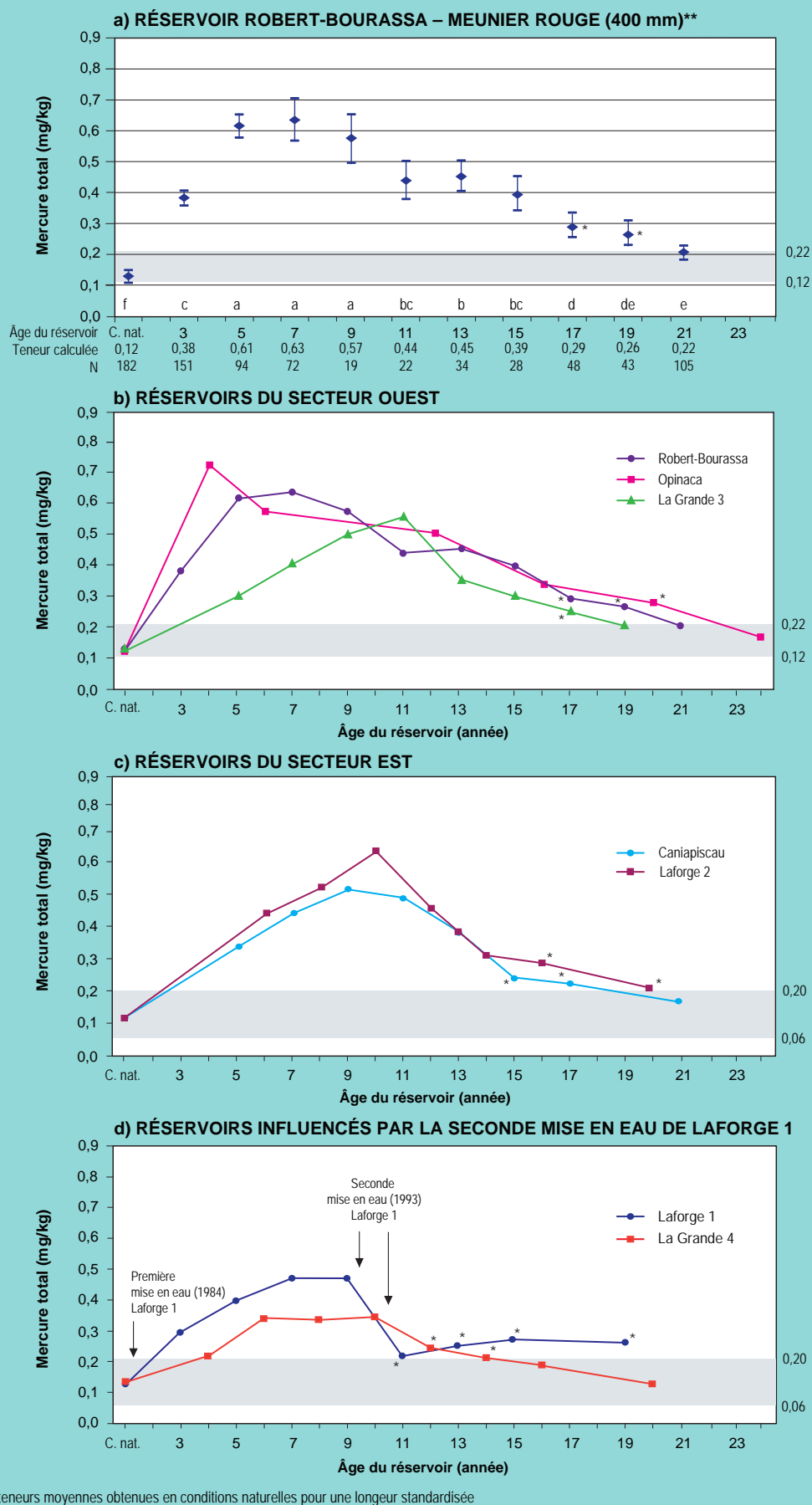
3.2.3.2 Meunier rouge

L'évolution des teneurs moyennes en mercure chez les meuniers rouges de 400 mm de longueur est similaire à celle du grand corégone de même longueur. Des teneurs moyennes maximales légèrement plus élevées (de 0,34 à 0,72 mg/kg; tableaux 3.2 et 3.3) ont été atteintes 4 à 11 ans après la mise en eau (figure 3.7), pour un facteur d'augmentation variant de 2,5 à 6. Le retour à des valeurs équivalentes à celles des milieux naturels de la région est survenu 11 à 20 ans après la mise en eau.

Figure 3.6 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les grands corégones de 400 mm des réservoirs du complexe La Grande



Figure 3.7 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les meuniers rouges de 400 mm des réservoirs du complexe La Grande



* Teneur moyenne supérieure à l'étendue des valeurs obtenues en milieu naturel, mais non significativement différente d'au moins un lac naturel de la région.
 ** Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. C. nat. : Conditions naturelles.

A077_suf3_7_geq_002_meunier_131107.ai

La seconde inondation du réservoir Laforge 1 en 1993 (tableau 1.1) n'a pas entraîné de hausse significative des teneurs moyennes des meuniers rouges de ce réservoir, mais aurait empêché la poursuite de la baisse observée entre 1991 et 1993. Bien que les données ne soient pas disponibles, il est probable que le retour à une teneur moyenne similaire à celles des milieux naturels serait complété en 2012 (soit 19 ans après cette seconde inondation), considérant l'absence d'une seconde hausse significative et la durée du phénomène dans les autres réservoirs.

Aucun effet n'a été perceptible dans le réservoir La Grande 4, situé immédiatement en aval de Laforge 1. Après 1993, les teneurs en mercure chez les meuniers rouges du réservoir La Grande 4 ont continué à diminuer graduellement pour atteindre en 1999 des valeurs comprises dans l'étendue de celles obtenues en conditions naturelles, 16 années après la première mise en eau.

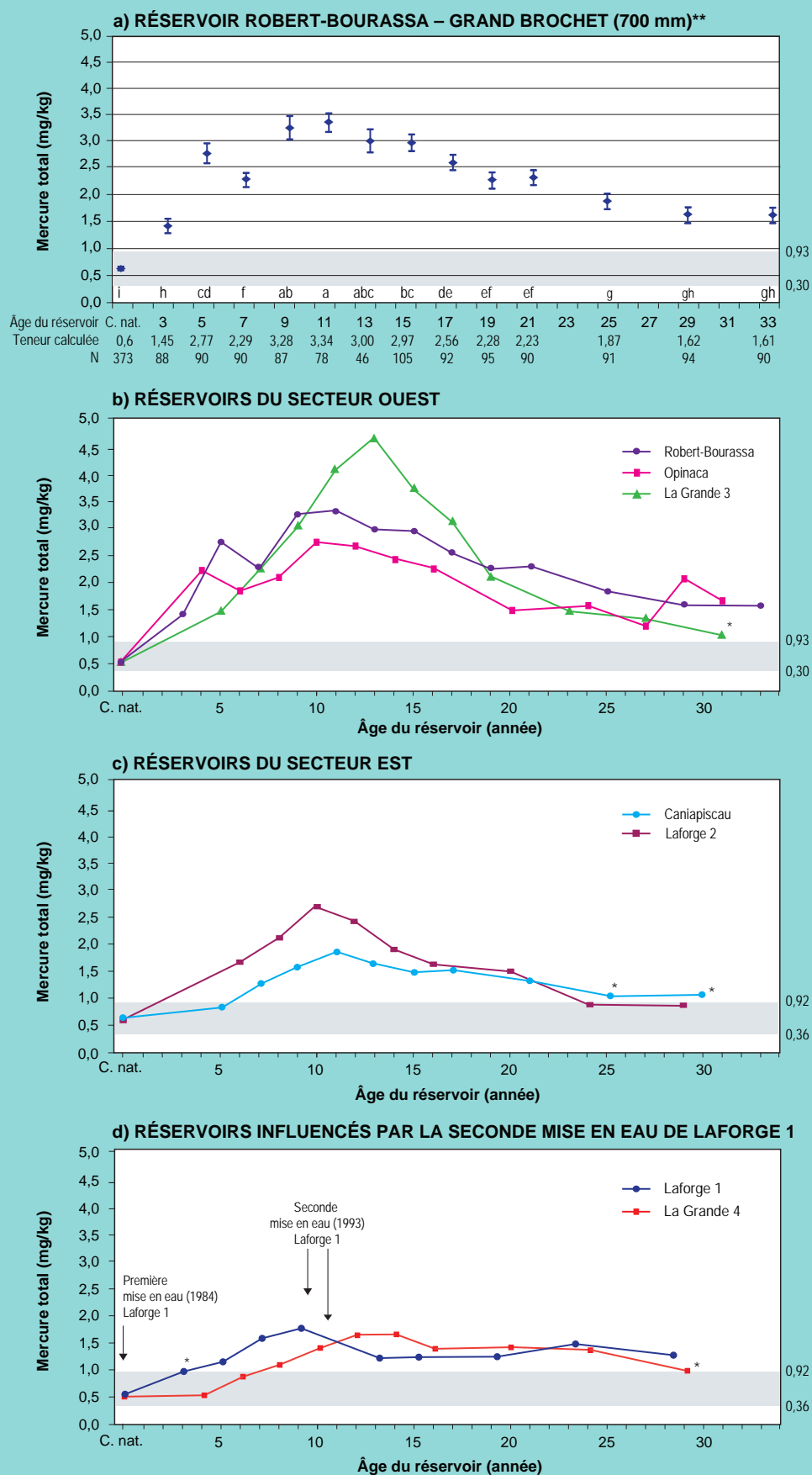
Rappelons qu'à la suite de l'optimisation de ce suivi en 2004, la mesure des teneurs en mercure chez le meunier rouge, espèce très peu ou pas consommée, ne se poursuit qu'à l'aval immédiat des réservoirs, où il adopte régulièrement un comportement alimentaire piscivore. Ce changement de régime lui confère un niveau de mercure plus élevé (section 3.3).

3.2.3.3 Grand brochet

La concentration moyenne en mercure des grands brochets de 700 mm dans les réservoirs a également augmenté significativement (figure 3.8) pour atteindre une valeur maximale variant de 1,57 à 4,66 mg/kg (tableaux 3.2 et 3.3), 9 à 14 ans après leur mise en eau, pour un facteur d'augmentation de 3 à 8. Pour les réservoirs n'ayant été influencés que par une seule mise en eau (Robert-Bourassa, La Grande 3, Caniapiscou et Laforge 2), les teneurs moyennes ont ensuite diminué significativement pour atteindre des valeurs équivalentes à celles des milieux naturels de la région, 24 à 31 ans après leur mise en eau, à l'exception du réservoir Robert-Bourassa.

Pour les grands brochets du réservoir Robert-Bourassa, la teneur moyenne de 1,61 mg/kg obtenue en 2012, soit 33 ans après la mise en eau, demeure significativement plus élevée que les teneurs mesurées dans tous les lacs naturels de la région. La consommation de poissons piscivores par les grands brochets de ce réservoir, plus répandue et maintenue plus longtemps dans ce réservoir, aurait contribué à retarder la période de retour vers les teneurs initiales (section 3.7.3; Therrien et Schetagne, 2009). En effet, la plus grande consommation de poissons piscivores a pour effet d'augmenter le niveau trophique des prédateurs, ce qui entraîne des teneurs en mercure plus élevées, les teneurs moyennes augmentant d'un niveau trophique à un autre (Lucotte *et al.*, 1999a).

Figure 3.8 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les grands brochets de 700 mm des réservoirs du complexe La Grande



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

* Teneur moyenne supérieure à l'étendue des valeurs obtenues en milieu naturel, mais non significativement différente d'au moins un lac naturel de la région.
 ** Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. C. nat. : Conditions naturelles.

A077_suf3_8_geq_003_brochet_131021.ai

Dans le cas du réservoir Opinaca, les teneurs moyennes des grands brochets ont montré la même évolution que dans les autres réservoirs et un retour à des teneurs non significativement différentes de certains lacs naturels avait presque été atteint en 2007, soit 27 ans après la mise en eau (1,24 vs 0,93 mg/kg pour le lac témoin Rond-de-Poêle). La mise en eau du réservoir de l'Eastmain 1 de novembre 2005 à mai 2006, lequel est situé immédiatement en amont du réservoir Opinaca, a entraîné une seconde hausse des teneurs. En effet, il a été démontré que la mise en eau d'un réservoir pouvait avoir un effet sur le plan d'eau situé immédiatement en aval de celui-ci, par un transfert du mercure principalement via la matière particulaire et le zooplancton (Schetagne *et al.*, 2000, 2002).

En ce qui concerne le réservoir Laforge 1, le retour à une teneur moyenne équivalente à celle des milieux naturels de la région avait presque été atteint 13 ans après sa première mise en eau (1,21 mg/kg), puis une deuxième hausse a été observée due à la seconde phase de mise en eau réalisée en 1993. Dans le réservoir La Grande 4, il n'y a pas eu de seconde hausse après la seconde mise en eau de Laforge 1, mais le retour vers des teneurs moyennes caractéristiques de lacs naturels a été ralenti pendant près de 10 ans, n'ayant été observé que 29 ans après la mise en eau.

3.2.3.4 Doré jaune

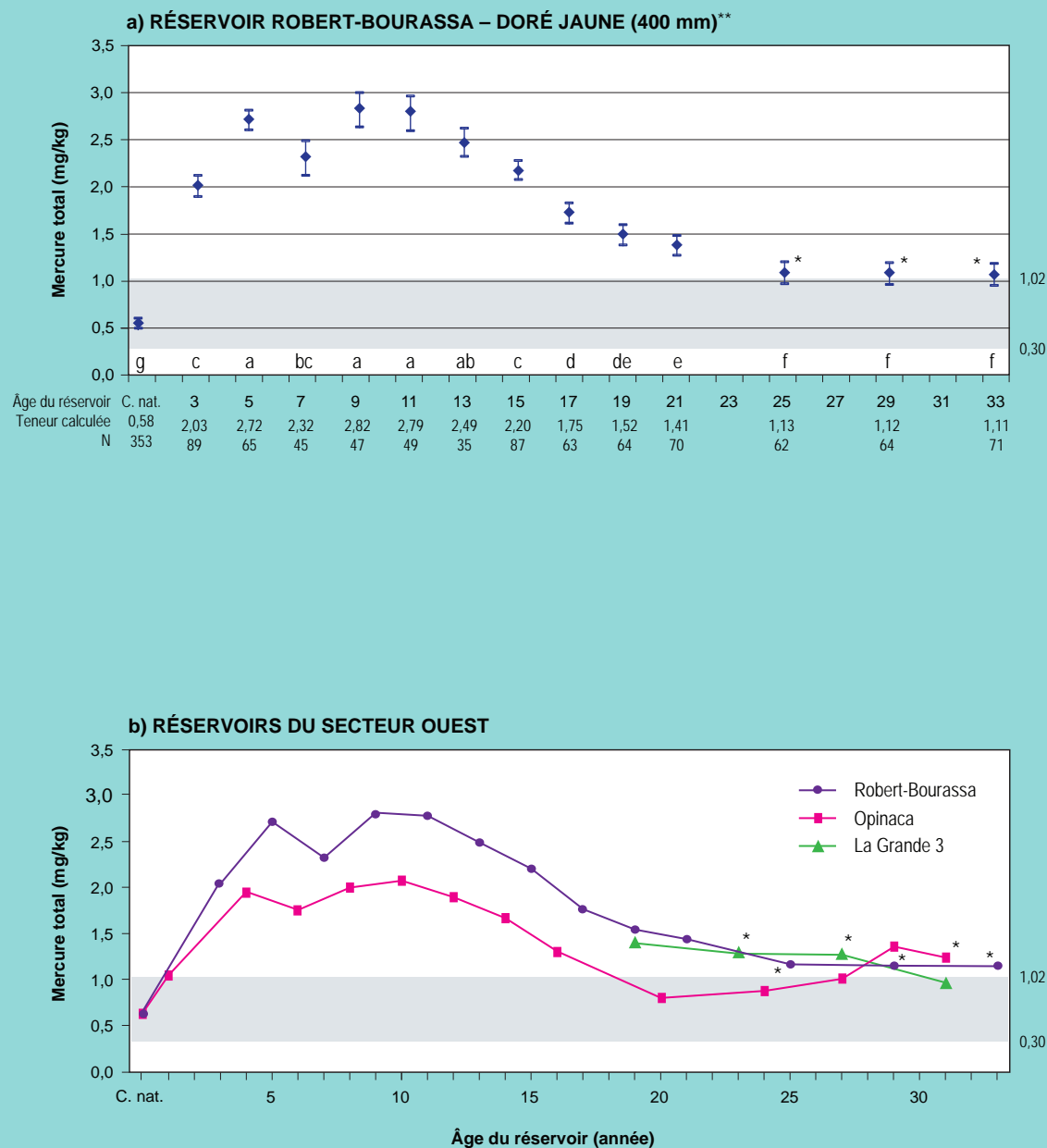
Chez les dorés jaunes de 400 mm, une hausse significative de la teneur moyenne en mercure a été observée dans tous les réservoirs où l'espèce est présente (figure 3.9) et elle a atteint des valeurs maximales de 2,07 à 2,82 mg/kg (tableau 3.2), 9 à 10 ans après la mise en eau, pour un facteur d'augmentation de 3,5 à 5. La teneur moyenne a ensuite diminué graduellement pour atteindre, 20 à 25 ans après la mise en eau, des valeurs équivalentes à celle mesurée dans les milieux naturels de la région.

Dans le réservoir Opinaca, une seconde hausse a été observée en 2009, associée à la mise en eau du réservoir de l'Eastmain 1 en 2005-2006. Déjà, en 2011, la teneur moyenne des dorés jaunes redevenait équivalente à celles des milieux naturels de la région.

3.2.3.5 Touladi

Dans le seul réservoir abritant du touladi et perturbé par une seule mise en eau (Caniapiscou), la teneur moyenne en mercure des touladis de 600 mm a augmenté significativement pour atteindre une valeur maximale de 1,85 mg/kg 9 ans après la mise en eau (figure 3.10 et tableau 3.3), pour un facteur d'augmentation de 2,5. Un retour à des teneurs équivalentes à celle mesurée dans les milieux naturels de la région est survenu 21 ans après la mise en eau. Les fluctuations survenues par la suite sont similaires à celles observées en milieux naturels (section 3.1.2.2 et figure 3.3).

Figure 3.9 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les dorés jaunes de 400 mm des réservoirs du complexe La Grande



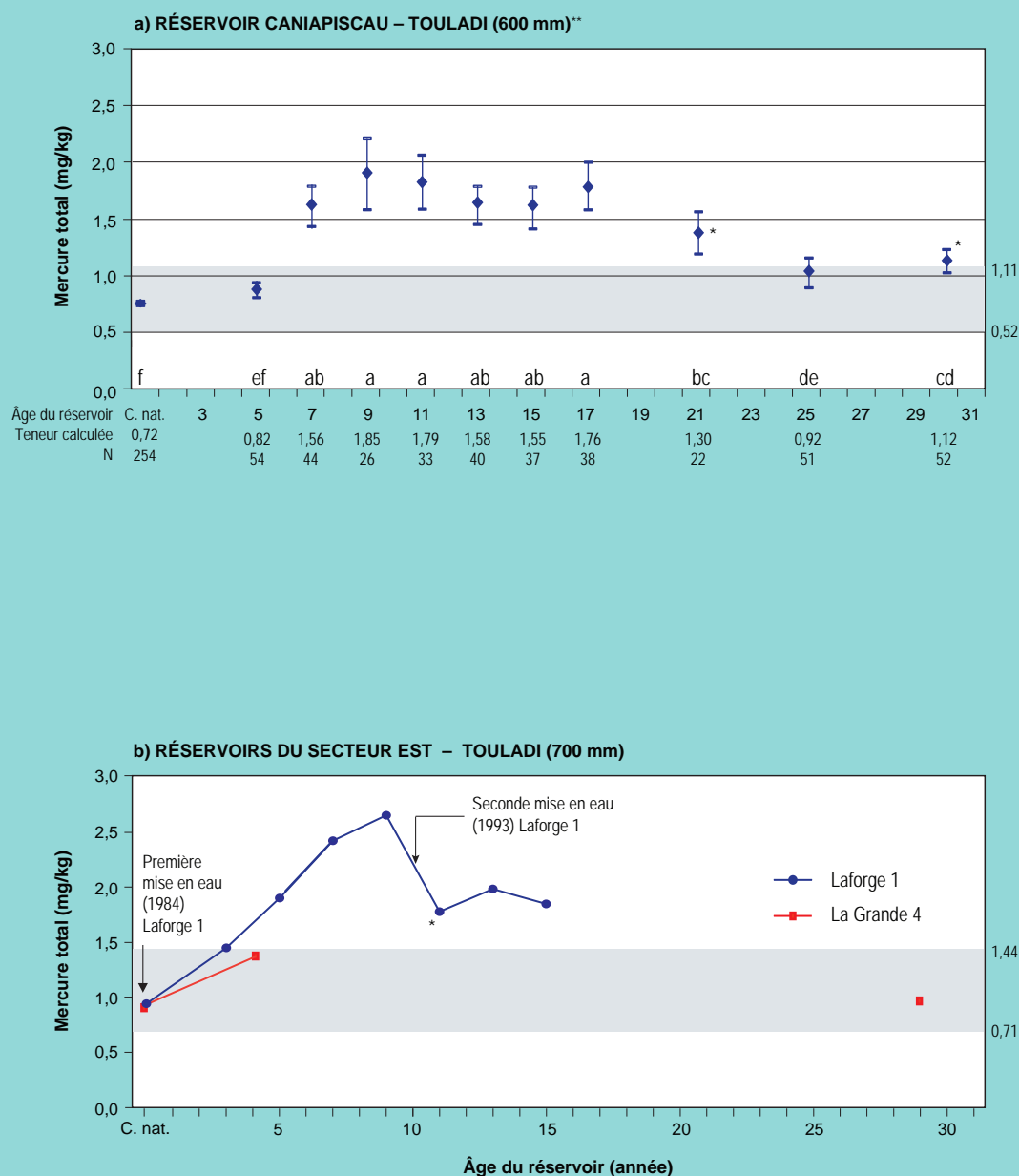
Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

* Teneur moyenne supérieure à l'étendue des valeurs obtenues en milieu naturel, mais non significativement différente d'au moins un lac naturel de la région.

** Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. C. nat. : Conditions naturelles.

A077_suf3_9_geq_004_dore_jaune_131107.ai

Figure 3.10 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les touladis des réservoirs du complexe La Grande



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longue standardisée

* Teneur moyenne supérieure à l'étendue des valeurs obtenues en milieu naturel, mais non significativement différente d'au moins un lac naturel de la région.

** Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. C. nat. : Conditions naturelles.

A077_suf3_10_geq_005_touladi_131021.ai

Pour le réservoir Laforge 1, les résultats sont présentés pour une longueur standardisée de 700 mm parce que le suivi n'a pas permis la capture de spécimens de taille de 600 mm ou moins. Dans ce réservoir, la teneur moyenne maximale atteinte 9 ans après la mise en eau pour les touladis de 700 mm est de 2,63 mg/kg, pour un facteur d'augmentation de 2,5. La teneur moyenne a ensuite diminué pour atteindre 1,76 mg/kg après 11 ans (tableau 3.3). La seconde mise en eau survenue à l'automne 1993 a eu pour effet d'annuler une diminution subséquente des teneurs. Les campagnes de suivi effectuées depuis 1999 n'ont pas permis la capture de suffisamment de spécimens pour permettre le calcul d'une teneur moyenne adéquate. L'évolution des teneurs des grands brochets de ce réservoir suggère qu'une deuxième hausse des teneurs s'est également produite dans les touladis du réservoir Laforge 1.

3.2.3.6 Lotte

Les captures de lottes ont été insuffisantes dans tous les réservoirs pour obtenir une série complète de données, de sorte que les teneurs moyennes maximales atteintes ne peuvent être déterminées (figure 3.11).

Pour le réservoir Robert-Bourassa, les résultats de 1984 et 1986 ne sont pas représentatifs de l'ensemble du réservoir, car ils proviennent principalement d'une seule station, différente d'une année à l'autre. Cependant, la valeur moyenne maximale mesurée au réservoir Robert-Bourassa pour des lottes de 500 mm, soit 2,43 mg/kg, suggère que les augmentations des teneurs en mercure chez cette espèce ont pu être similaires à celles observées pour le doré jaune (tableau 3.2).

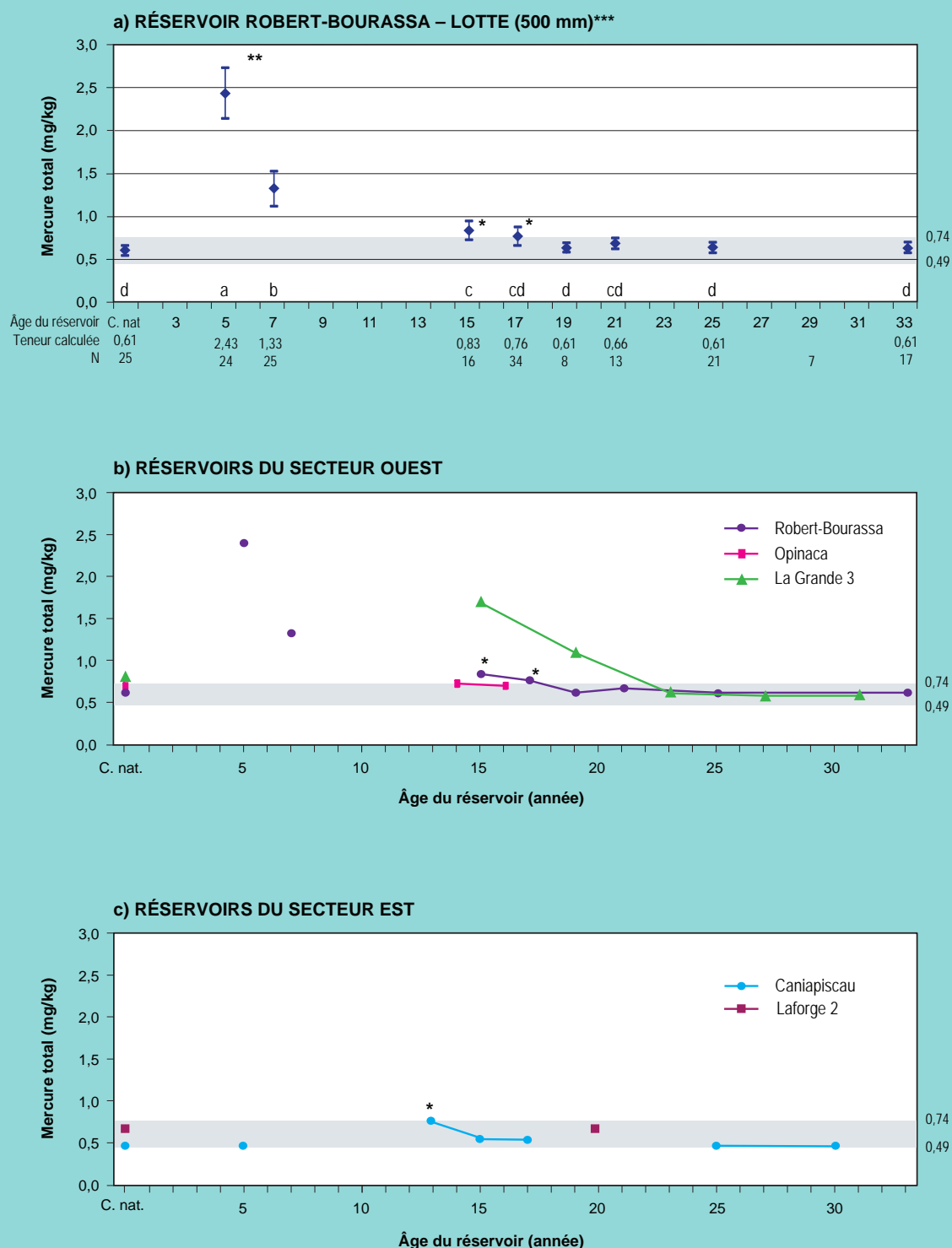
Pour le réservoir La Grande 3, la teneur moyenne obtenue en 1996, 15 ans après sa mise en eau, n'est également pas représentative de l'ensemble du réservoir, car les captures proviennent surtout de la station Roy qui est caractérisée par une vaste baie au faible taux de renouvellement des eaux, ce qui induit des teneurs plus élevées que pour le reste du réservoir (Schetagne *et al.*, 2002).

Les résultats disponibles indiquent que pour une longueur standardisée de 500 mm, un retour à des teneurs moyennes équivalentes à celles des milieux naturels de la région se serait produit 13 à 23 ans après la mise en eau, selon le réservoir.

3.2.3.7 Espèces de poissons moins abondantes

Pour le cisco de lac et le grand corégone de forme naine, les faibles captures obtenues certaines années ne permettent pas de dresser un portrait aussi complet (tableaux 3.2 et 3.3). Les données disponibles suggèrent néanmoins que l'évolution globale de leurs teneurs en mercure est comparable à celles des grands corégonos normaux et des meuniers rouges, soit une hausse significative suivie d'un retour graduel aux conditions naturelles.

Figure 3.11 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les lottes de 500 mm des réservoirs du complexe La Grande



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longue standardisée

* Teneur moyenne supérieure à l'étendue des valeurs obtenues en milieu naturel, mais non significativement différente d'au moins un lac naturel de la région.

** Lorsque le réservoir était âgé de 5 et 7 ans, les poissons proviennent de stations différentes.

*** Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. C. nat. : Conditions naturelles.

A077_surf3_11_geq_006_lotte_131118.ai

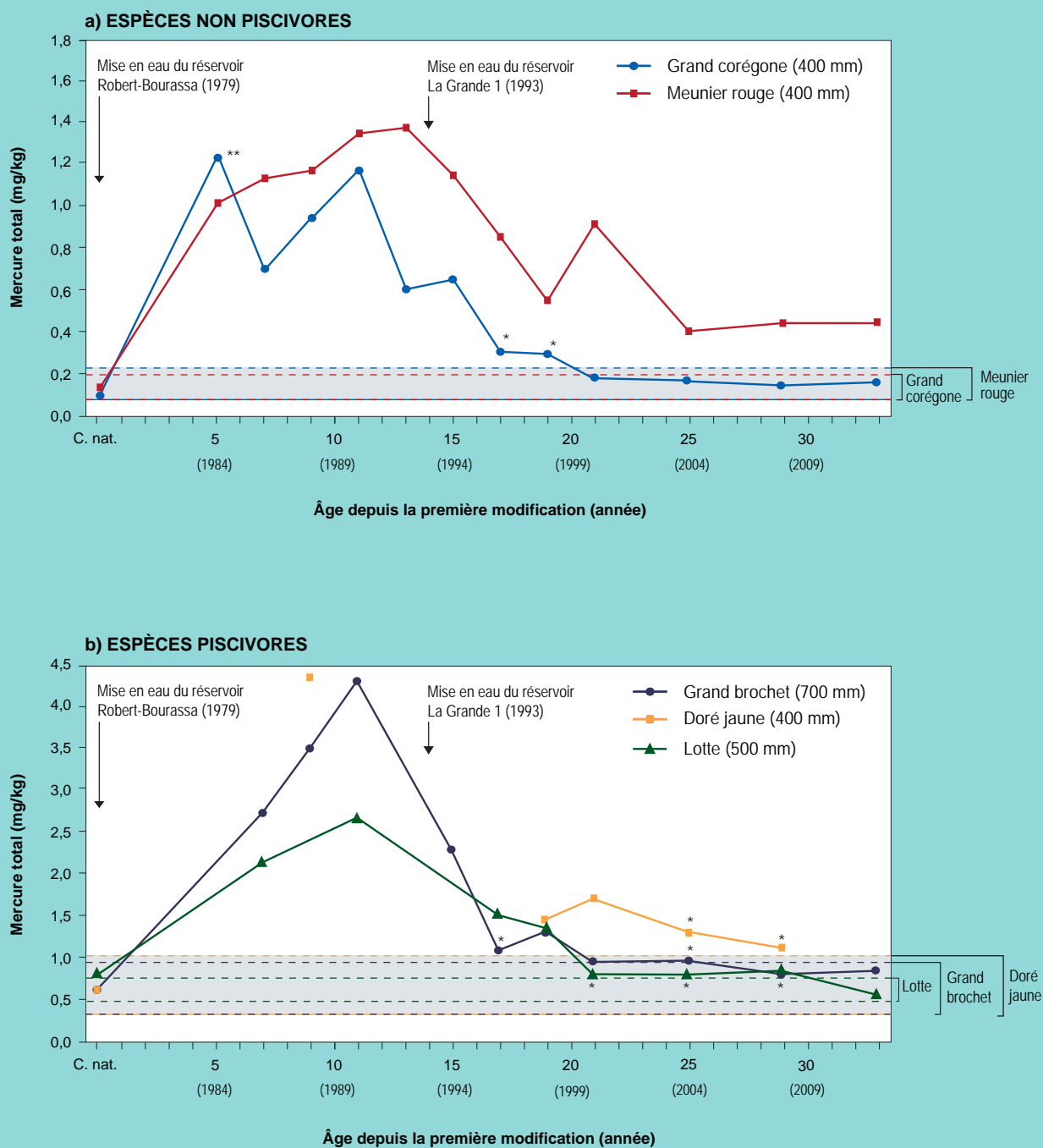
3.2.3.8 Réservoir La Grande 1

Le mercure étant exporté en aval des réservoirs (sections 3.4.3 et 3.5.4), l'évolution des teneurs en mercure des poissons du réservoir La Grande 1 est surtout régie par la mise en eau du réservoir Robert-Bourassa terminée en 1979, lequel est situé immédiatement en amont. Après une hausse initiale suivant la mise en eau de ce dernier, les teneurs maximales ont été obtenues 9 à 13 ans après celle-ci, soit avant la mise en eau du réservoir La Grande 1, survenue en 1993 (figure 3.12 et tableau 3.2). Contrairement à ce qui a été observé pour les autres réservoirs, la mise en eau du réservoir La Grande 1, comme telle, n'a pas entraîné d'augmentation des teneurs en mercure des poissons. Au contraire, à la suite de sa propre mise en eau, les teneurs ont poursuivi leur diminution significative, amorcée quelques années plus tôt (figure 3.12).

Pour les espèces piscivores, les teneurs maximales enregistrées dans le réservoir La Grande 1, variant de 2,64 à 4,31 mg/kg selon l'espèce, correspondent à des facteurs d'augmentation de 4 à 7, par rapport aux teneurs en milieux naturels, ce qui est comparable aux facteurs d'augmentation obtenus pour le réservoir Robert-Bourassa (4 à 6). Pour les meuniers et les grands corégones, les valeurs maximales, variant de 1,13 à 1,31 mg/kg, correspondent à un facteur d'augmentation de 10 à 11. L'augmentation plus élevée observée dans ce secteur, pour ces espèces habituellement non piscivores, provient de la consommation de petits poissons, rendus vulnérables à la prédation à la suite de leur passage dans les turbines de la centrale Robert-Bourassa, par les meuniers et grands corégones capturés à l'aval immédiat de cette centrale (section 3.3). Par ailleurs, chez le grand corégone, la teneur particulièrement élevée obtenue en 1984 n'est pas représentative de l'ensemble du réservoir puisqu'elle provient uniquement de la station LG 1 amont, alors que pour les autres années, trois stations ont été échantillonnées.

Les teneurs obtenues depuis 2000, soit 21 ans après la mise en eau du réservoir Robert-Bourassa ou 7 ans après celle du réservoir La Grande 1, ne sont pas significativement différentes de celles enregistrées dans les lacs naturels du secteur Ouest du complexe La Grande pour la majorité des espèces, à l'exception du meunier rouge et du doré jaune. Chez le meunier rouge, la hausse apparente observée en 2000 est due à quatre spécimens capturés à l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa qui montraient des teneurs exceptionnellement élevées (de 2,39 à 9,32 mg/kg), ce qui démontre un régime alimentaire piscivore (Therrien et Schetagne, 2001b). En 2004, 2008 et 2012, les teneurs se maintiennent légèrement au-delà de celles observées en milieux naturels (0,40 à 0,43 mg/kg comparativement à 0,12 à 0,22 mg/kg) et, là encore, quelques spécimens vraisemblablement piscivores ayant des teneurs relativement élevées ont été capturés (1 à 4 spécimens par an avec des teneurs > 1,0 mg/kg) à l'aval immédiat du réservoir Robert-Bourassa. Chez le doré jaune, les teneurs obtenues depuis 2004, soit 25 ans après la mise en eau du réservoir Robert-Bourassa, ne sont plus significativement différentes de celles obtenues en milieux naturels.

Figure 3.12 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure calculées pour les principales espèces de poissons du réservoir La Grande 1 du complexe La Grande



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

* Teneur moyenne non significativement différente d'au moins un lac naturel de la région.

La teneur obtenue en 1984 pour le grand corégone n'est pas représentative du tronçon correspondant au futur réservoir, car elle provient d'une seule station.

A077_suf3_12_geq_007_poissons_LG1_131107.ai

L'absence d'augmentation des teneurs en mercure des poissons à la suite de la mise en eau du réservoir La Grande 1 s'expliquerait par les caractéristiques particulières de ce réservoir, c'est-à-dire une superficie terrestre inondée très faible par rapport à un volume d'eau annuel très grand (Schetagne *et al.*, 2002).

3.2.3.9 Amplitude et durée de l'augmentation des teneurs en mercure des poissons des réservoirs

Espèces non piscivores

Pour les poissons non piscivores, selon l'espèce et le réservoir, les concentrations maximales de mercure sont atteintes environ 4 à 11 ans après la mise en eau, soit des valeurs de 2 à 6 fois supérieures à celles des milieux naturels. Par la suite, elles diminuent graduellement pour devenir équivalentes à celles mesurées dans les lacs naturels de la région, environ 10 à 20 ans après la mise en eau.

Cette période nécessaire à la résorption du phénomène est en accord avec les résultats obtenus pour d'autres réservoirs du Québec (Outardes 2, Manic 1 et Manic 5) et du Labrador (Smallwood), où les teneurs en mercure des grands corégones ou d'autres espèces non piscivores sont revenues à des valeurs comprises dans l'étendue des teneurs mesurées dans les milieux naturels, 10 à 20 ans après la modification des milieux (LGL Limited, 1993; Schetagne *et al.*, 1996, 2002). De plus, Bodaly *et al.* (2007) montrent que pour les réservoirs du Manitoba (Southern Indian Lake et Notigi), les concentrations dans les grands corégones de 350 mm (longueur à la fourche) ont généralement atteint des valeurs maximales 6 ans après la mise en eau et requis 10 à 20 ans pour retourner aux valeurs observées dans les milieux naturels environnants.

Espèces piscivores

Chez les espèces piscivores abondantes du complexe La Grande (grand brochet, doré jaune et touladi), selon l'espèce et le réservoir, les concentrations de mercure ont atteint des valeurs maximales 9 à 14 ans après la mise en eau, puis sont généralement devenues équivalentes à celles mesurées dans les lacs naturels de la région, environ 20 à 30 ans après la mise en eau, à l'exception des grands brochets du réservoir Robert-Bourassa. Dans ce dernier cas, la consommation de poissons piscivores par les grands brochets aurait contribué à retarder la période de retour aux teneurs représentatives des milieux naturels.

Dans le cas des lottes, le retour à des teneurs équivalentes aux milieux naturels semble se compléter plus rapidement, soit environ 15 à 20 ans après la mise en eau.

Les données récoltées dans d'autres réservoirs du Québec, du Labrador et de la Finlande suggèrent également, pour les grands brochets, un retour à des valeurs comprises dans l'étendue des teneurs en milieux naturels, 25 à 30 ans après

l'inondation (Verta *et al.*, 1986; Schetagne *et al.*, 2002). Pour les réservoirs du Manitoba, les teneurs moyennes des grands brochets de 550 mm et des dorés jaunes de 400 mm (longueurs à la fourche) ont atteint des maxima de 2 à 8 ans après la mise en eau, pour revenir à des teneurs équivalentes aux milieux naturels 10 à 23 ans après l'inondation (Bodaly *et al.*, 2007).

Pour les réservoirs influencés par une seconde phase de mise en eau, comme les réservoirs La Grande 4, Laforge 1 et Opinaca, une seconde hausse des teneurs en mercure est généralement observée.

Le phénomène est temporaire parce que les principaux mécanismes de production et de transfert du méthylmercure aux poissons sont intenses peu de temps après la mise en eau des réservoirs, mais grandement diminués 5 à 8 ans après celle-ci. Les principaux mécanismes temporaires sont :

- L'augmentation de la méthylation bactérienne et de la diffusion passive de mercure dans la colonne d'eau (qui diminuent à cause de l'épuisement des composantes labiles de la végétation et des sols inondés).
- La libération d'éléments nutritifs stimulant la production autotrophe, dont les matières organiques résultantes sont particulièrement labiles et favorisent une méthylation additionnelle de mercure (qui diminue également à cause de l'épuisement des matières terrigènes facilement décomposables).
- L'érosion de la matière organique inondée dans la zone de marnage, qui rend disponible, pour les organismes aquatiques filtreurs, de fines particules organiques riches en mercure (qui est terminée après quelques cycles de fluctuation des niveaux d'eau).
- Le transfert actif du mercure par les insectes aquatiques fouissant dans les sols inondés, riches en méthylmercure (qui diminue après un certain temps à la suite de l'épuisement des matières décomposables).
- Le développement du périphyton sur la végétation et les sols inondés, qui favorise la méthylation du mercure et son transfert actif aux poissons par les insectes aquatiques et le zooplancton s'y nourrissant (qui diminue à cause de l'épuisement des matières terrigènes facilement décomposables).

3.2.4 Variabilité spatiale interne des réservoirs

Les teneurs en mercure dans les poissons varient passablement d'une station à l'autre dans les réservoirs. À titre d'exemple, le tableau 3.4 présente les résultats obtenus pour les quatre principales espèces de poissons du réservoir Robert-Bourassa. Chez les non piscivores, les différences entre les stations surviennent

principalement dans les premières années suivant la mise en eau et s'atténuent ensuite. Les teneurs les plus élevées alors mesurées pour les différentes espèces ne proviennent pas toujours de la même station, soit la station Bereziuk (1982) pour le meunier rouge et la station LG 3 aval (1982 et 1984) pour le grand corégone. Chez les espèces piscivores, des différences plus appréciables sont observées les premières années d'échantillonnage et elles s'atténuent par la suite chez le grand brochet, mais demeurent élevées chez le doré jaune, même 33 ans après la mise en eau. Chez le grand brochet, toutes les stations fournissent des teneurs élevées une année ou l'autre, mais aucune tendance n'est discernable, alors que chez le doré jaune, les données sont trop limitées pour identifier un patron particulier. Les déplacements parfois élevés des poissons pourraient contribuer à expliquer en grande partie cette absence de patron.

La variabilité spatiale observée dans les autres réservoirs est similaire à celle enregistrée au réservoir Robert-Bourassa, à l'exception de La Grande 3. Dans ce dernier, la station Roy montre des teneurs systématiquement plus élevées que celles des deux autres stations. Cette station, peu représentative de l'ensemble du réservoir, est située dans une grande baie peu profonde au temps de séjour des eaux beaucoup plus long que l'ensemble du réservoir, ce qui favorise une plus grande bioaccumulation de mercure (Schetagne *et al.*, 2002).

3.2.5 Facteurs expliquant les différences observées entre les réservoirs

Bien que les teneurs en mercure des principales espèces de poissons aient montré le même patron général d'évolution dans tous les réservoirs, certaines différences ont été observées entre les réservoirs en ce qui concerne les teneurs maximales atteintes, ainsi que la période de temps nécessaire à l'atteinte de celles-ci et au retour à des teneurs équivalentes à celles des milieux naturels. Soulignons les teneurs moyennes des grands corégones et des grands brochets de longueur standardisée qui sont généralement plus faibles dans les réservoirs du secteur Est (La Grande 4, Caniapiscau, Laforge 1 et Laforge 2) que dans ceux du secteur Ouest (Robert-Bourassa, Opinaca et La Grande 3) (tableaux 3.2 et 3.3).

Ces différences seraient principalement attribuables à certaines caractéristiques physiques et hydrauliques des réservoirs. Les principales caractéristiques favorisant des teneurs en mercure plus élevées seraient : une superficie terrestre inondée élevée, un faible volume d'eau annuel transitant dans le réservoir, une courte durée de la période de remplissage et une faible proportion de la superficie inondée située dans la zone de marnage. Schetagne *et al.* (2002) présentent ces facteurs plus en détail.

Tableau 3.4 Variabilité spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) estimées à la longueur standardisée chez les principales espèces de poissons du réservoir Robert-Bourassa.

Espèce (longueur standardisée)/ Âge du réservoir (année)	Station				
	LG 2 amont (G2 400)	Bereziuk (G2 403)	Coutaceau (G2 404)	Toto (G2 405)	LG 3 aval (G2 406)
Grand corégone (400 mm)					
3 ans (1982)	0,37 (c)	0,45 (bc)	0,52 (b)	0,49 (b)	0,67 (a)
5 ans (1984)	0,56 (b)	0,47 (c)	0,56 (b)	0,56 (b)	0,65 (a)
11 ans (1990)	0,38 (a)	0,35 (a)	0,38 (a)	0,38 (a)	0,33 (a)
21 ans (2000)	0,15 (b)	0,21 (a)	0,15 (b)	0,22 (a)	0,15 (b)
25 ans (2004)	0,15 (b)	-	0,20 (ab)	0,20 (a)	-
29 ans (2008)	0,17 (a)	-	0,16 (a)	0,17 (a)	-
33 ans (2012)	0,20 (a)	-	0,18 (a)	0,18 (a)	-
Meunier rouge (400 mm)					
3 ans (1982)	0,37 (b)	0,46 (a)	0,37 (b)	0,35 (b)	0,37 (b)
5 ans (1984)	0,60 (a)	0,60 (a)	0,70 (a)	0,60 (a)	0,74 (a)
21 ans (2000)	0,21 (a)	-	0,21 (a)	0,23 (a)	0,28 (a)
Grand brochet (700 mm)					
3 ans (1982)	1,57 (a)	1,10 (bc)	1,22 (b)	1,52 (a)	0,99 (c)
7 ans (1986)	2,86 (a)	2,86 (a)	2,22 (b)	2,21 (b)	2,33 (b)
13 ans (1992)	3,19 (b)	3,19 (b)	3,19 (b)	2,64 (b)	4,46 (a)
21 ans (2000)	2,32 (a)	1,78 (b)	2,26 (a)	2,32 (a)	2,32 (a)
25 ans (2004)	1,61 (b)	-	2,22 (a)	1,56 (b)	-
29 ans (2008)	1,34 (a)	-	1,60 (a)	1,59 (a)	-
33 ans (2012)	1,30 (b)	-	1,74 (a)	1,64 (a)	-
Doré jaune (400 mm)					
3 ans (1982)	1,68 (b)	2,15 (a)	1,87 (b)	1,87 (b)	2,44 (a)
5 ans (1984)	-	2,78 (a)	2,35 (b)	2,78 (a)	2,06 (b)
13 ans (1992)	-	-	2,60 (a)	2,69 (a)	-
21 ans (2000)	-	s.o.	1,61 (a)	1,21 (b)	-
25 ans (2004)	-	-	1,15 (a)	1,09 (a)	-
29 ans (2008)	-	-	1,30 (a)	0,83 (b)	-
33 ans (2012)	1,62 (a)	-	1,24 (ab)	0,97 (b)	-

Note : des lettres différentes indiquent une différence significative ($\alpha=0,05$) dans les teneurs moyennes mesurées d'une station à une autre pour chaque année et chaque espèce.

S.O. = sans objet, l'étendue des valeurs ne recoupe pas la longueur standardisée.

- : absence de donnée ou effectif trop faible ($n < 10$).

3.2.5 Principaux enseignements du suivi des réservoirs

Le suivi des teneurs en mercure des poissons des réservoirs du complexe La Grande permet de tirer les principaux enseignements suivants :

- À la suite de la mise en eau des réservoirs, les teneurs en mercure dans les poissons ont augmenté par des facteurs variant de 2 à 8 par rapport aux valeurs obtenues en milieux naturels.

- Les valeurs maximales sont généralement atteintes 4 à 11 ans après la mise en eau chez les espèces non piscivores et après 9 à 14 ans chez les espèces piscivores.
- Chez les espèces non piscivores, les valeurs maximales demeurent souvent inférieures à la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche (0,5 mg/kg de mercure total), mais la dépassent parfois légèrement, alors que pour les espèces piscivores, elles l'excèdent par des facteurs variant de 2 à 9.
- Les augmentations sont cependant temporaires, le retour à des teneurs représentatives des lacs naturels est généralement complété 10 à 20 ans après l'inondation chez les espèces non piscivores, et généralement environ 20 à 30 ans chez les espèces piscivores s'il n'y a pas de mises en eau supplémentaires.
- Tous les réservoirs montrent ce même patron général d'évolution des teneurs en mercure dans les poissons, alors que les légères variations observées s'expliqueraient par les caractéristiques physiques et hydrauliques propres à chacun des réservoirs suivis, telles que la superficie terrestre inondée, le volume d'eau annuel transitant dans le réservoir, la durée de la période de remplissage et la proportion de la superficie inondée située dans la zone de marnage. À ces facteurs, s'ajouteraient la température de l'eau, la densité et la qualité des matières organiques décomposables, ainsi que le régime alimentaire des poissons.
- Les teneurs en mercure dans les principales espèces de poissons varient souvent de façon significative d'une station à l'autre d'un même réservoir, mais sans patron discernable, sauf à certaines stations présentant des caractéristiques particulières.
- L'évolution des teneurs en mercure des poissons du réservoir La Grande 1, dont la superficie terrestre inondée est relativement faible par rapport à son volume d'eau annuel, est fortement influencée par les apports en mercure du réservoir Robert-Bourassa situé immédiatement à l'amont.

3.3 Aval immédiat des réservoirs

À l'aval immédiat des réservoirs, les modifications physiques, chimiques et biologiques sont similaires à celles observées dans les réservoirs, car ces zones sont influencées par les eaux provenant de ceux-ci.

3.3.1 Espèces non piscivores

Une attention particulière est accordée à l'aval immédiat des réservoirs, car les poissons habituellement non piscivores peuvent présenter un changement de régime alimentaire et consommer des petits poissons devenus plus vulnérables à la prédation, par leur passage dans les turbines ou les évacuateurs (Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994; Schetagne *et al.*, 2002). Ce changement de régime alimentaire à l'aval immédiat se traduit parfois par des teneurs en mercure supérieures à celles de l'amont.

La figure 3.13 permet la comparaison des teneurs en mercure mesurées à l'amont et à l'aval immédiat des centrales ou ouvrages régulateurs, pour une espèce non piscivore, le grand corégone. Pour toutes les années d'échantillonnage, à l'exception de la dernière, les teneurs en mercure du grand corégone sont significativement plus élevées à l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa. La teneur moyenne maximale en aval pour des spécimens de longueur standardisée (1,16 mg/kg), ainsi que le plus grand écart observé entre l'amont et l'aval de cette centrale (0,85 mg/kg), ont été obtenus en 1990, puis ont diminué par la suite, en fonction de la diminution des teneurs observées dans le réservoir Robert-Bourassa.

Le changement de régime alimentaire a été observé surtout chez les spécimens de grande taille (>450 mm) qui, à l'aval, ingèrent principalement (jusqu'à 84 % de la biomasse stomacale en moyenne) des petits poissons provenant du réservoir. Les teneurs en mercure obtenues pour ces spécimens de grande taille, variant d'environ 2,5 à 4,5 mg/kg les premières années suivant la mise en eau du réservoir (Schetagne *et al.*, 2002), sont typiques de celles des grands brochets du réservoir Robert-Bourassa.

Dans les autres réservoirs, les écarts sont moindres et parfois non significatifs. Ils sont plus fréquemment significatifs pour les réservoirs du secteur Ouest (50 % des cas pour Opinaca et 85 % pour La Grande 1) que pour ceux du secteur Est (20 % pour Caniapiscou et 45 % pour Laforge 1). Dans tous les cas, les différences s'atténuent avec le temps et les teneurs moyennes mesurées à l'aval sont toutes redevenues équivalentes à celles des milieux naturels.

Les teneurs en mercure plus faibles à l'aval immédiat de certains réservoirs s'expliqueraient principalement par les facteurs suivants :

- L'absence de turbine (comme en aval du réservoir Opinaca jusqu'en 2013, ainsi qu'en aval du réservoir Caniapiscou avant 1993).
- Une hauteur de chute moindre pour les réservoirs Opinaca, La Grande 1, Caniapiscou et Laforge 1 (27,5 à 37,5 m) comparativement à 137,2 m pour Robert-Bourassa (tableau 1.1; Schetagne *et al.*, 2002).

Figure 3.13 Comparaison des teneurs en mercure des grands corégones (400 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs

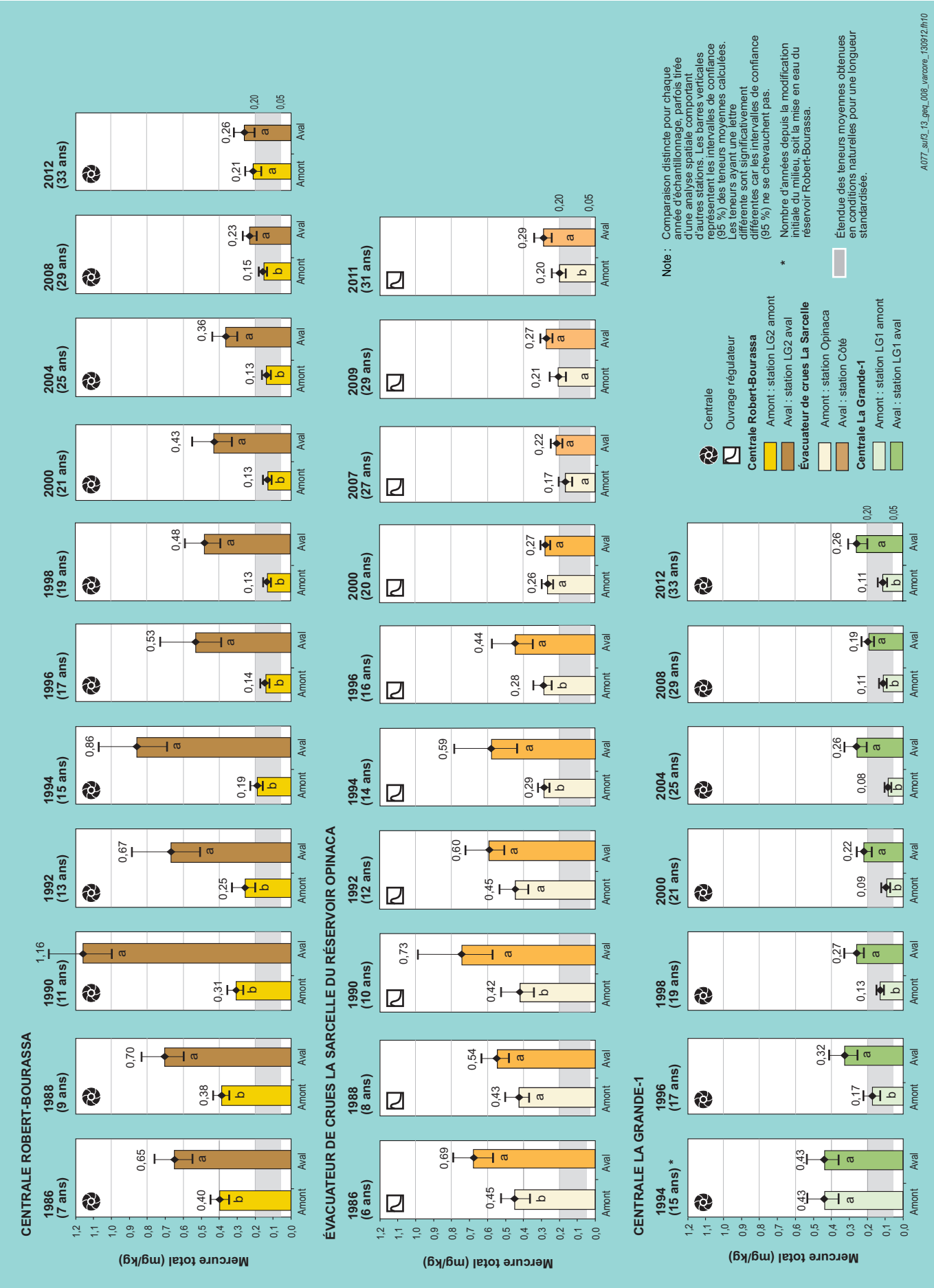
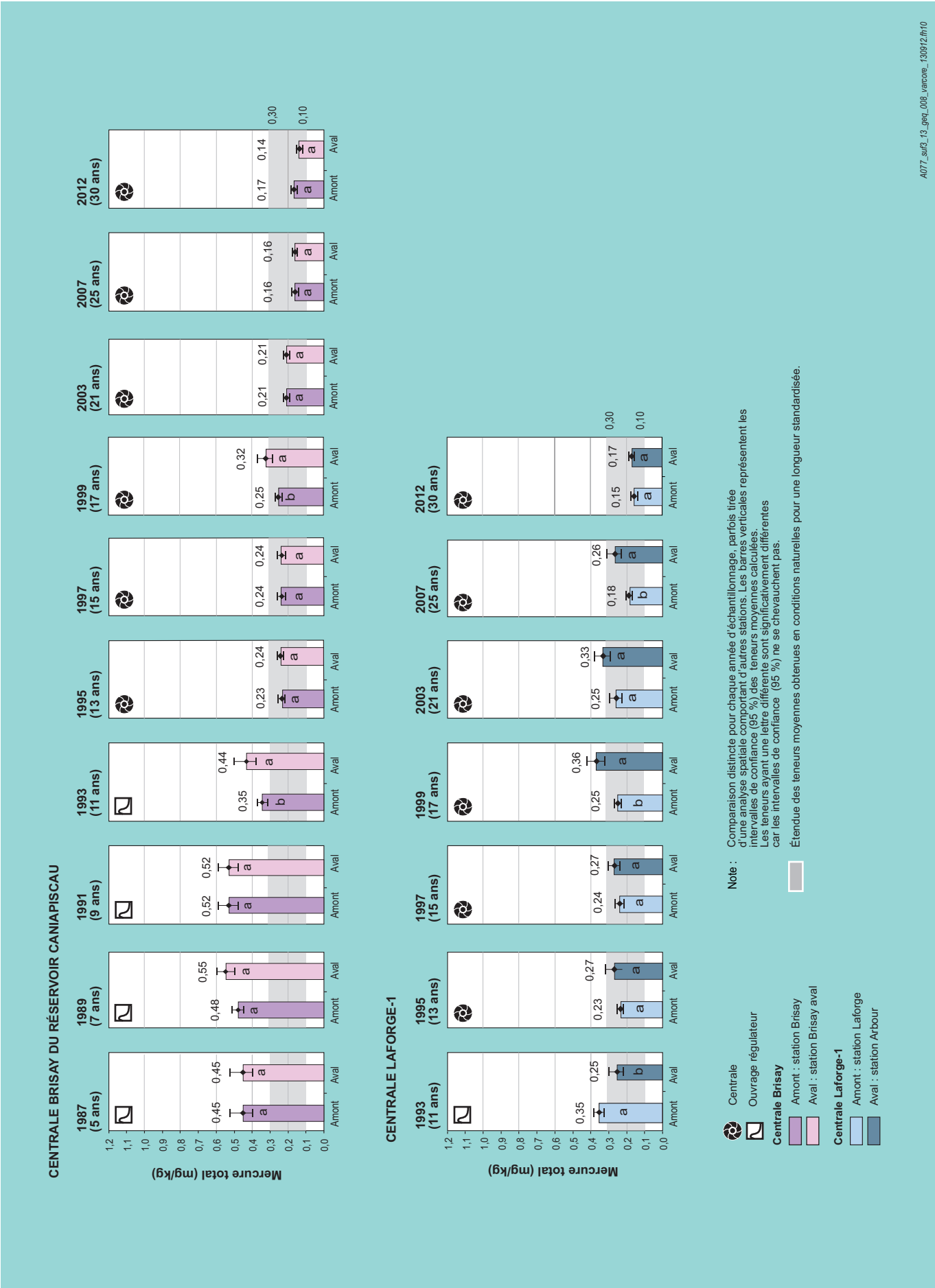


Figure 3.13 Comparaison des teneurs en mercure des grands corégones (400 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales (suite)



Ces deux facteurs feraient en sorte que les poissons entraînés vers l'aval seraient moins affectés par leur passage dans les ouvrages de transfert d'eau et, par conséquent, moins vulnérables à la prédation par les espèces habituellement non piscivores séjournant à l'aval (Doyon, 1998).

Des teneurs en mercure plus élevées en aval des centrales ont aussi été observées chez une autre espèce non piscivore, le meunier rouge, mais l'écart entre les concentrations mesurées à l'amont et l'aval est généralement moindre. Par contre, comme il est indiqué à la section 3.2.3.8, les captures régulières, mais peu nombreuses, de meuniers rouges présentant des teneurs en mercure très élevées, variant de 2,39 à 9,32 mg/kg, témoignent d'un régime alimentaire occasionnellement piscivore à l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa.

3.3.2 Espèces piscivores

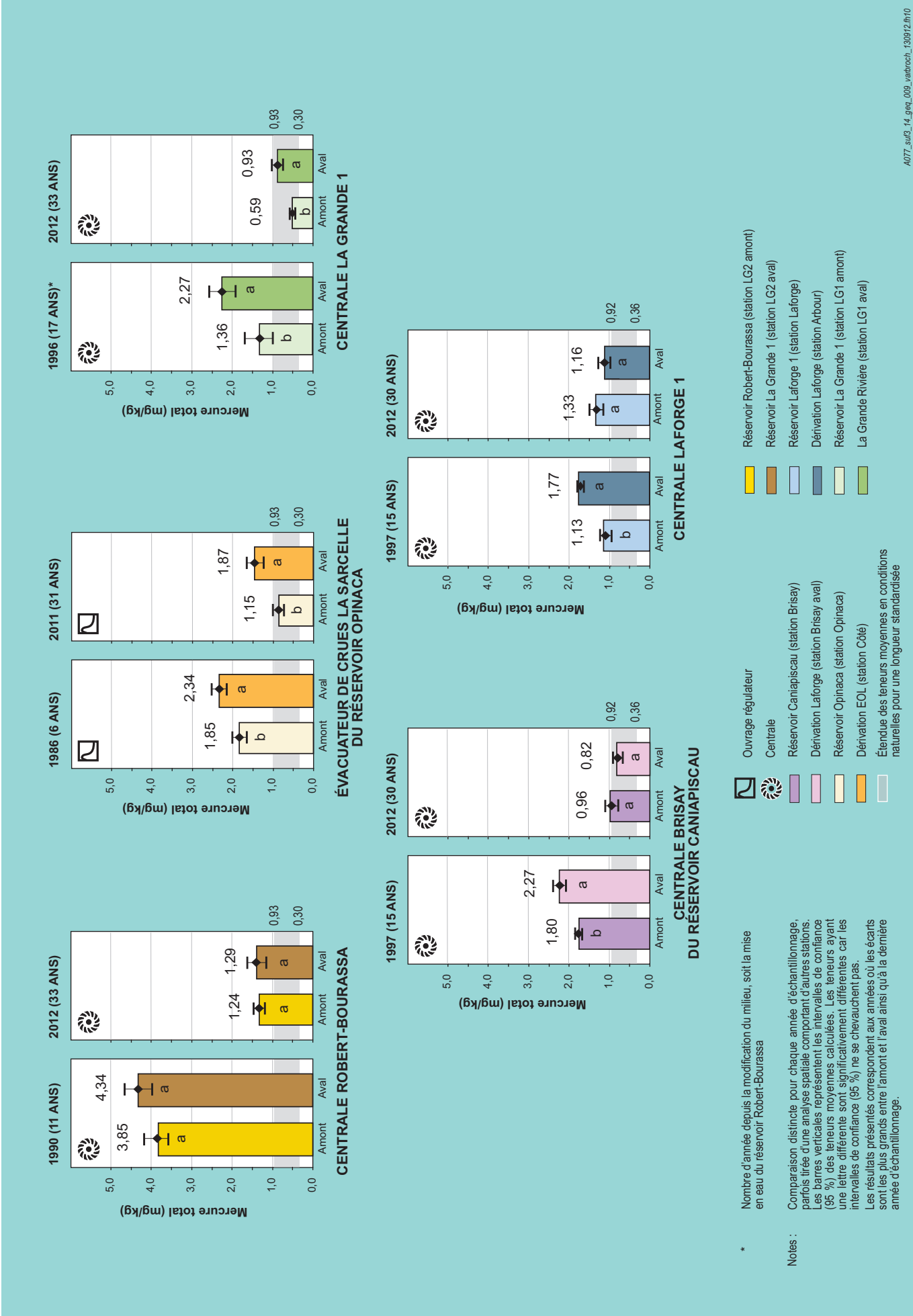
Chez les espèces normalement piscivores, le phénomène de bioaccumulation accentué en mercure à l'aval immédiat des réservoirs est proportionnellement beaucoup moins marqué que pour le grand corégone. Une plus forte bioaccumulation immédiatement en aval des centrales est moins susceptible de se produire chez les espèces piscivores puisqu'elles ont toujours ce type de régime alimentaire. De plus, comme le changement de régime alimentaire des grands corégonos s'observe surtout chez les spécimens plus grands que 450 mm, cela affecte peu les grands brochets, même de grande taille, car ils consomment surtout des poissons de tailles inférieures à 450 mm (Doyon *et al.*, 1996; Doyon et Schetagne, 2000).

Les trois figures suivantes illustrent les comparaisons pour trois espèces piscivores, le grand brochet, le doré jaune et le touladi, pour les réservoirs où la comparaison est possible et pour l'année montrant le plus grand écart entre les teneurs obtenues à l'amont et à l'aval, ainsi que la dernière année d'échantillonnage.

Grand brochet

Des teneurs significativement plus élevées pour le grand brochet (figure 3.14) sont parfois mesurées à l'aval immédiat de certaines centrales ou ouvrages régulateurs, probablement en raison de teneurs plus élevées chez leurs proies. De telles différences ont été observées pour tous les réservoirs sauf pour Robert-Bourassa. Pour les réservoirs Robert-Bourassa, Caniapiscau et Laforge 1, il n'y a plus de différence observée lors de la dernière année d'échantillonnage.

Figure 3.14 Comparaison des teneurs en mercure des grands brochets (700 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs



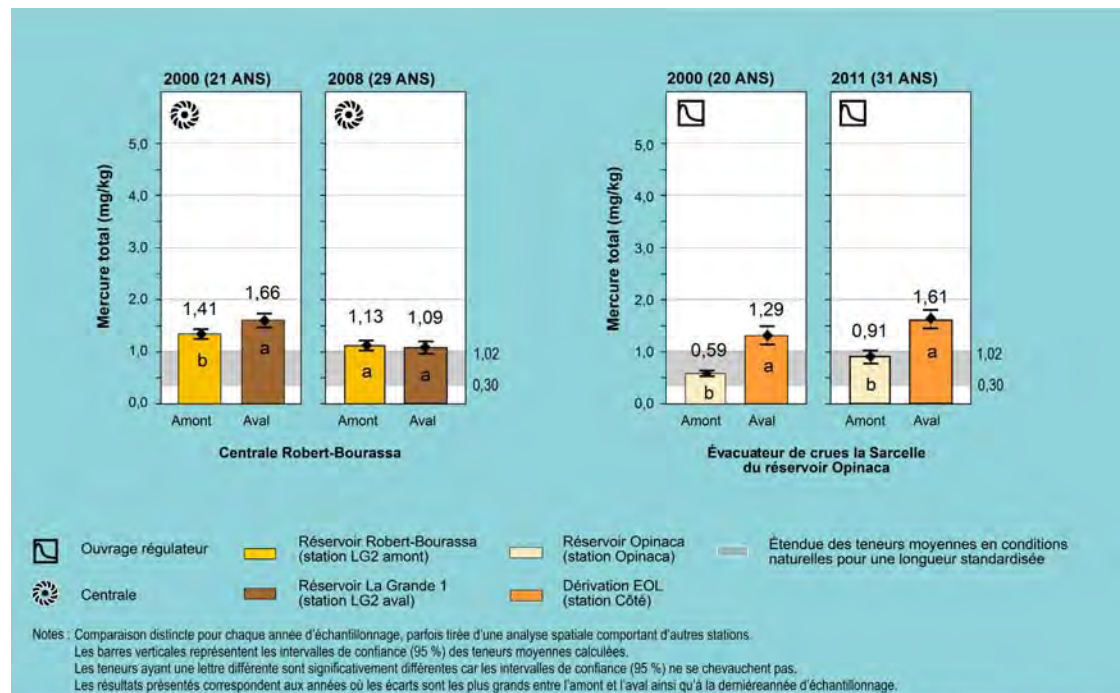
Doré jaune

Chez le doré jaune (figure 3.15), les teneurs en mercure obtenues pour les deux stations situées de part et d'autre de la centrale Robert-Bourassa ne sont plus significativement différentes en 2008, 29 ans après la mise en eau, alors qu'une telle différence est encore observée au réservoir Opinaca où les valeurs élevées obtenues en 2011 sont associées à la mise en eau récente (2005-2006) du réservoir de l'Eastmain 1 (section 3.2.3.4).

Touladi

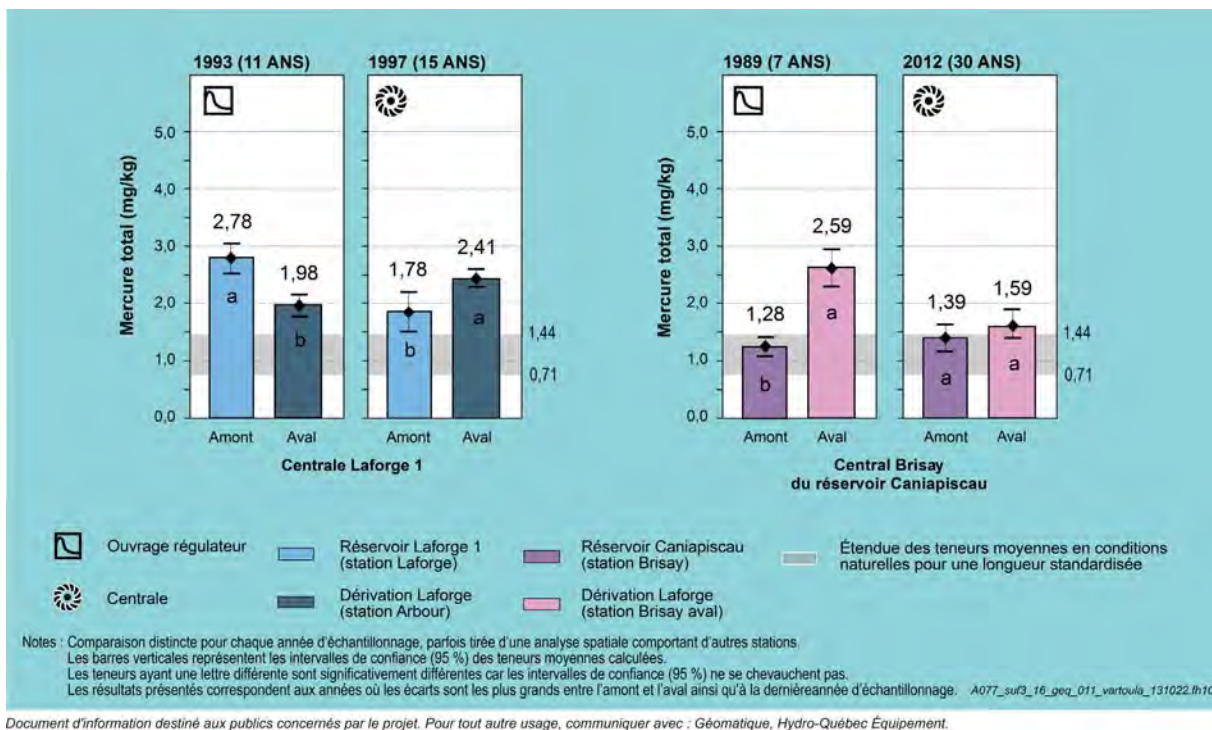
Chez le touladi, le même phénomène a été observé, soit des différences significatives entre l'amont et l'aval qui diminuent avec le temps (figure 3.16). Toutefois, chez cette espèce, des inversions ont été parfois observées, alors que l'amont affiche une teneur plus élevée que l'aval. Cela est survenu une fois pour chaque réservoir, soit en 1993 pour Laforge 1 (figure 3.16) et en 1997 au réservoir Caniapiscau (3,11 mg/kg à l'amont comparativement à 2,20 mg/kg à l'aval) pour une longueur de 700 mm.

Figure 3.15 Comparaison des teneurs en mercure des dorés jaunes (400 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs.



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Équipement. A077_suf3_15_ges_010_vardore_131022.fr10

Figure 3.16 Comparaison des teneurs en mercure des touladis (700 mm) à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs.



3.3.3 Principaux enseignements du suivi de l'aval immédiat des réservoirs

Les principaux enseignements du suivi des teneurs en mercure des poissons à l'aval immédiat des réservoirs du complexe La Grande sont :

- Pour les grands corégones et parfois aussi pour les meuniers rouges, les teneurs en mercure sont significativement plus élevées à l'aval immédiat des centrales et des ouvrages régulateurs, par rapport à celles mesurées dans les réservoirs en amont de ces structures. C'est le reflet d'un changement de régime alimentaire pour ces espèces, habituellement non piscivores, qui deviennent piscivores en raison de la grande disponibilité de petits poissons rendus localement plus vulnérables à la prédation par leur passage dans les turbines ou dans les ouvrages régulateurs.
- Ce changement de régime alimentaire survient principalement chez les spécimens de grande taille (>450 mm) chez les corégones.

- L'écart entre les teneurs mesurées à l'amont et à l'aval des différents ouvrages, chez les espèces habituellement non piscivores, serait fonction des caractéristiques de ces ouvrages rendant plus ou moins vulnérables les poissons les traversant. En effet, la hauteur de chute ainsi que la présence de turbines seraient des facteurs déterminants.
- Les teneurs maximales et les écarts entre l'amont et l'aval des ouvrages diminuent en même temps que les teneurs en réservoirs. Chez les espèces non piscivores, les teneurs moyennes pour des longueurs standardisées sont désormais inférieures ou égales à la limite permettant une consommation sans restriction (0,29 mg/kg; section 4.3) et elles sont redevenues équivalentes à celles mesurées dans les milieux naturels de la région pour les réservoirs du secteur Est.
- Chez les espèces piscivores, les différences entre l'amont et l'aval des centrales ou des ouvrages régulateurs sont plus faibles et souvent non significatives, ces espèces ayant déjà un régime alimentaire piscivore.

3.4 Voies de dérivation

3.4.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques

Les informations qui suivent sont principalement tirées de Messier *et al.* (1985), Roy *et al.* (1986), SEBJ (1987), Chartrand *et al.* (1994) et Deslandes *et al.* (1994).

Les voies de dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande (EOL) et Laforge sont caractérisées par un rehaussement local du niveau de l'eau lié aux apports d'eau en provenance des réservoirs. Ce rehaussement entraîne une inondation de matières organiques terrestres. Dans le cas des lacs Boyd et Sakami, le rehaussement moyen a été respectivement de 3,2 et 1,6 m (Schetagne *et al.*, 2005). Le débit est passé de 200 à 1 000 m³/s à l'exutoire du lac Sakami à la suite de la dérivation des rivières Eastmain, Opinaca et Petite rivière Opinaca en 1980, puis à 1 500 m³/s à la suite de la dérivation partielle de la rivière Rupert en 2009 (sans pour autant amener un rehaussement du niveau maximal de l'eau). Le long de la voie de dérivation Laforge, le débit moyen est passé de 30 m³/s à environ 800 m³/s à la suite de la dérivation de la rivière Caniapiscau en 1982, alors que la superficie inondée a été de 125 km² lors de la dérivation, puis de 798 km² lors de la mise en eau du réservoir Laforge 1 en 1993.

Dans la voie de dérivation EOL, plusieurs phénomènes ayant des effets contraires sur la qualité des eaux étaient en jeu : débit augmenté, oxygénation des eaux dans les zones de rapides, érosion des rives argileuses, ainsi que l'inondation de sols forestiers. Par leur action combinée, les caractéristiques physico-chimiques des

eaux sont demeurées relativement stables, à l'exception des paramètres liés à l'érosion et aux éléments nutritifs. La hausse des éléments nutritifs s'est également traduite par une augmentation temporaire de la biomasse phytoplanctonique. Le rendement de pêche a triplé lorsque les débits ont augmenté de façon marquée en 1981 (de 9 à 28,3 poissons/filet-jour). Il s'est par la suite maintenu très élevé, soit à plus de 18,4 poissons/filet-jour (Therrien *et al.*, 2002). Le doré jaune est particulièrement responsable de cette augmentation, étant favorisé par des eaux plus chaudes et plus turbides.

3.4.2 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande

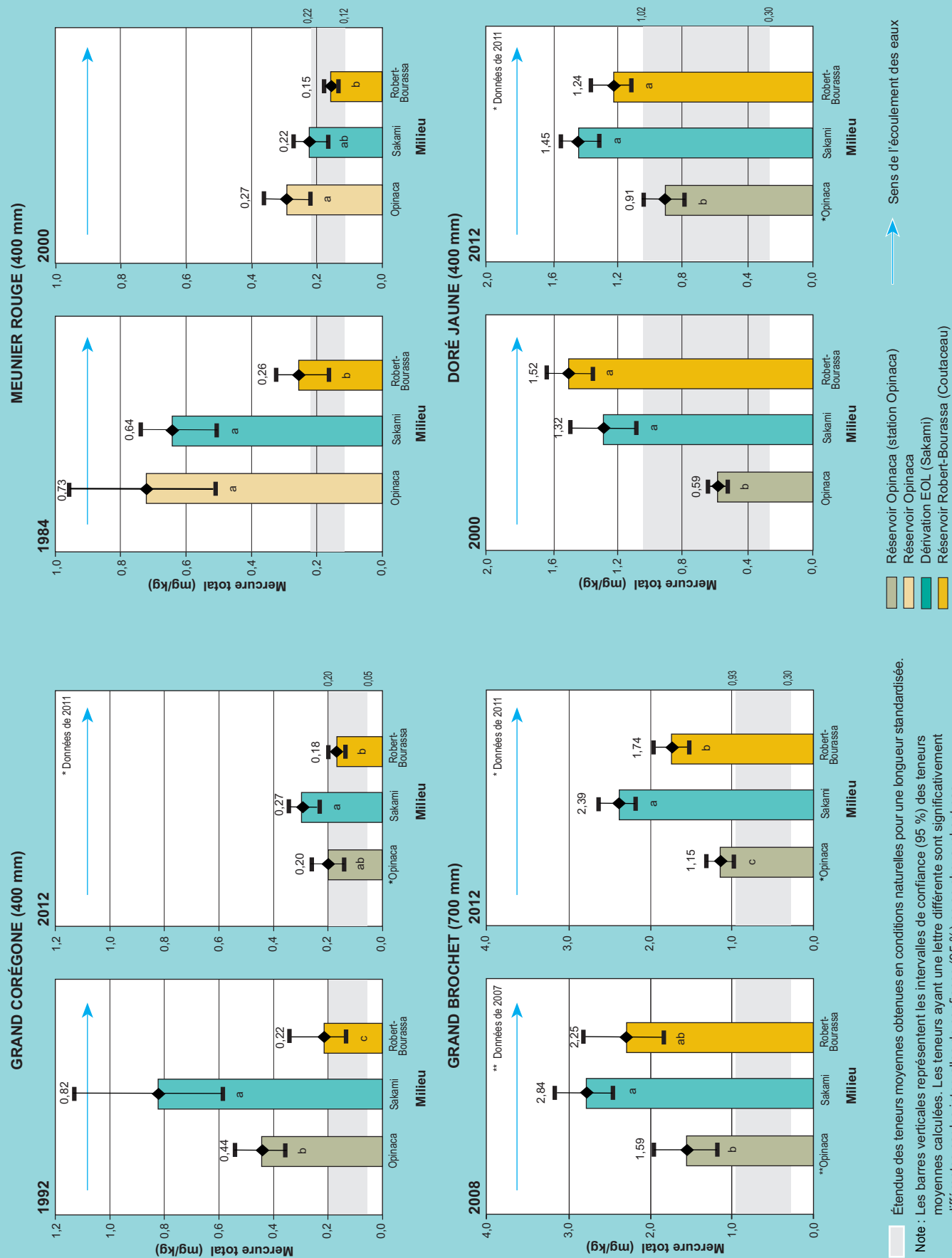
La dérivation EOL permet le transfert des eaux des bassins des rivières Eastmain, Opinaca et Petite rivière Opinaca vers celui de La Grande Rivière. Trois stations ont été échantillonnées régulièrement jusqu'en 2000 sur le parcours de la dérivation EOL (carte A en pochette). Depuis, seule la station Sakami située à mi-chemin de la dérivation et localisée sur le lac Sakami, en retrait du chenal principal d'écoulement des eaux, a été conservée lors de l'optimisation du suivi (Therrien et Schetagne, 2005b). Les variations spatiales des teneurs en mercure le long de la dérivation EOL sont dorénavant obtenues en comparant les résultats de la station Sakami à ceux des stations situées aux extrémités amont et aval de la dérivation, soit la station Opinaca du réservoir Opinaca et la station Coutaceau du réservoir Robert-Bourassa.

La figure 3.17 illustre les données recueillies l'année où le plus grand écart a été observé et lors de la dernière année d'échantillonnage, pour les quatre principales espèces. Soulignons que la comparaison de données recueillies sur deux années consécutives (2007 et 2008, puis 2011 et 2012) est valable puisque les fluctuations interannuelles sont dorénavant faibles dans ces milieux modifiés depuis 32 ans.

Chez les espèces non piscivores, soit le grand corégone et le meunier rouge, la station Sakami présente des teneurs du même ordre ou plus élevées que celles obtenues dans le réservoir Opinaca, alors que la station Coutaceau du réservoir Robert-Bourassa montre des teneurs plus faibles. Cette situation est le reflet des apports en mercure du réservoir et de ceux liés à l'inondation des sols sur le pourtour du lac Sakami, ce qui a aussi été observé avec les trois stations de la dérivation suivies jusqu'en 2000 (Schetagne *et al.*, 2002). Comme pour le réservoir Opinaca, les teneurs moyennes en mercure des grands corégonnes et des meuniers rouges de la station Sakami sont redevenues équivalentes à celles des milieux naturels de la région 20 ans après la modification du milieu.

Pour les espèces piscivores, soit le grand brochet et le doré jaune, les teneurs les plus élevées ont généralement été mesurées aux stations Sakami et Coutaceau. Les suivis des années précédentes avaient déjà démontré que les poissons (de toutes

Figure 3.17 Comparaison des teneurs en mercure, pour une longueur standardisée, des principales espèces capturées le long de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande



les espèces suivies) des stations Coté et Ladouceur, situées de part et d'autre de la station Sakami, présentaient habituellement des teneurs plus faibles que celles de cette dernière (Schetagne *et al.*, 2002).

Les teneurs généralement plus faibles obtenues à la station Coutaceau pourraient s'expliquer par la présence du lac Sakami qui a probablement permis, d'une part, une hausse des teneurs par rapport aux valeurs obtenues au réservoir Opinaca due à une inondation locale supplémentaire mais, d'autre part, les phénomènes suivants :

- La sédimentation d'une partie des particules en suspension riches en mercure provenant du réservoir Opinaca ou de l'érosion des rives inondées des lacs Boyd et Sakami.
- L'assimilation du mercure, par la filtration de ces particules, par le zooplancton de ce lac.
- La consommation, par les poissons de ce lac, du zooplancton et des autres organismes aquatiques jouant un rôle dans le transfert du mercure, tels que les larves d'insectes.

Ces trois derniers processus auraient eu pour effet de réduire le transfert du mercure à l'aval du lac Sakami, tout comme le lac Cambrien aurait permis de réduire le transfert du mercure plus loin en aval sur la rivière Caniapiscau (section 3.5.4).

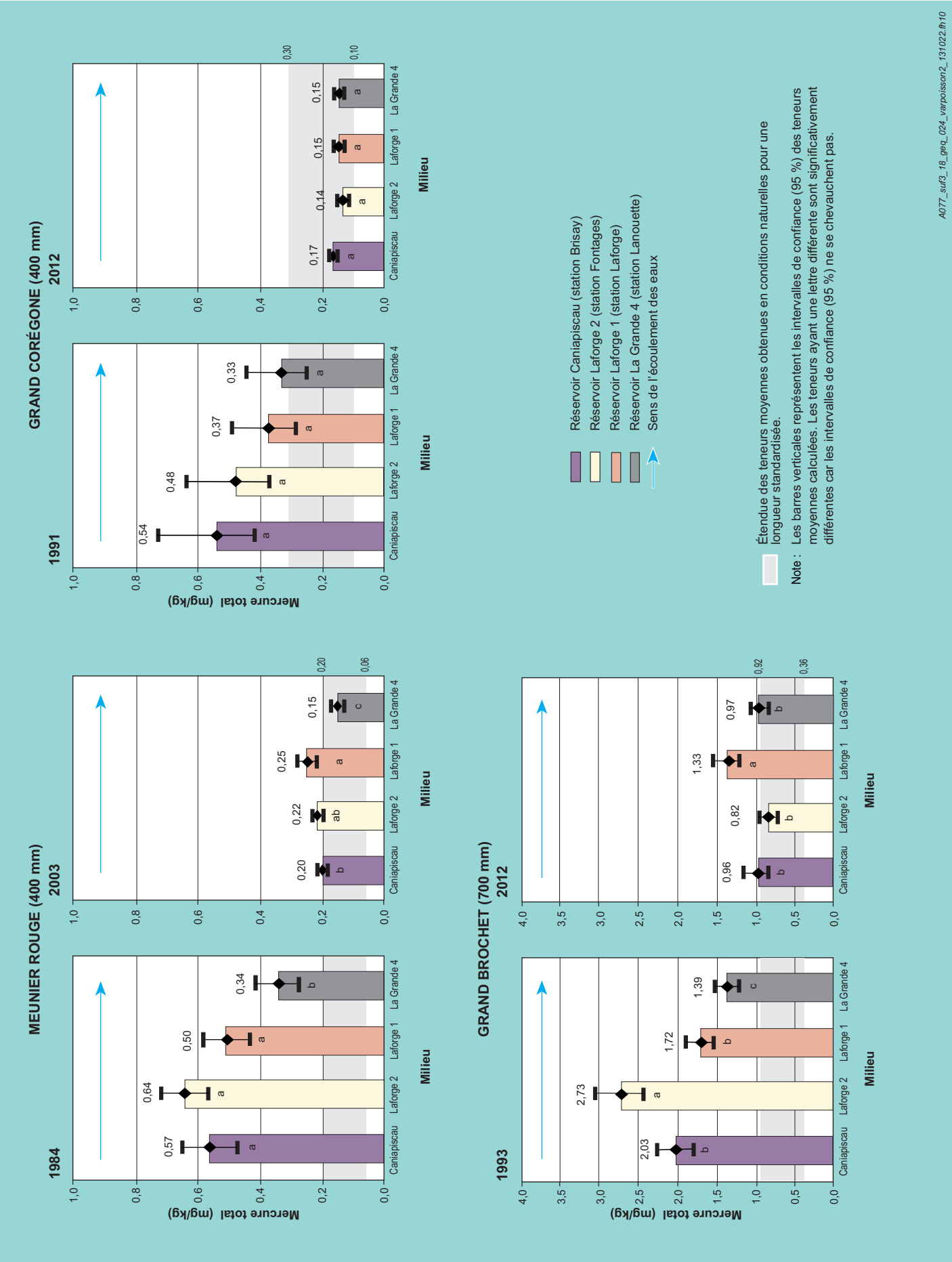
3.4.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Laforge

La dérivation Laforge permet le transfert des eaux du bassin de la rivière Caniapiscau vers celui de La Grande Rivière. Sur ce parcours, les eaux traversent successivement les réservoirs Caniapiscau, Laforge 2, Laforge 1 et La Grande 4, qui ont tous été mis en eau autour de 1982 (carte 1.1 et carte A en pochette).

La figure 3.18 présente l'évolution spatiale des teneurs moyennes en mercure des principales espèces de poissons obtenues l'année où le plus grand écart est observé (correspondant généralement aux années où les teneurs étaient les plus élevées), ainsi que la dernière année d'échantillonnage, de l'amont vers l'aval, aux stations de chacun de ces réservoirs.

Pour les trois espèces suffisamment abondantes, le patron général est une diminution de l'amont vers l'aval, lorsque les écarts entre les teneurs moyennes étaient élevées, et très peu de différences significatives entre les stations la dernière année d'échantillonnage. Comme pour les résultats des années précédentes (Doyon et Schetagne, 2000) résumés dans Schetagne *et al.* (2002) et Therrien et Schetagne (2004, 2005b, 2008a), il n'y a pas d'effet cumulatif dans la bioaccumulation du mercure dans les poissons le long de réservoirs aménagés en série. D'ailleurs, les plus faibles teneurs sont généralement obtenues au dernier réservoir de cette chaîne, celui de La Grande 4.

Figure 3.18 Variabilité spatiale des teneurs en mercure, pour une longueur standardisée, des principales espèces capturées le long de la dérivation Laforge



Cette absence d'effet cumulatif corrobore les résultats obtenus en aval des lacs Cambrien (sur la rivière Caniapiscou; section 3.5.4) et Sakami (dérivation EOL; section 3.4.2), en montrant que la présence d'un grand plan d'eau (lac ou réservoir) réduit grandement la distance en aval sur laquelle l'exportation du mercure se fait sentir. Soulignons que la hausse observée chez le grand brochet en 2012 entre les réservoirs Laforge 2 et Laforge 1 serait attribuable à la seconde mise en eau de ce dernier, survenue en 1993.

Enfin, pour toutes les espèces, les teneurs moyennes obtenues la dernière année d'échantillonnage ne sont plus significativement différentes de celles mesurées dans certains milieux naturels de la région.

3.4.4 Principaux enseignements du suivi des voies de dérivation

Les principaux enseignements du suivi des teneurs en mercure des poissons des voies de dérivations EOL et Laforge du complexe La Grande sont :

- L'évolution des teneurs en mercure dans les poissons des voies de dérivation confirme que le mercure est exporté des réservoirs et transféré aux poissons en aval.
- À certains plans d'eau situés sur le parcours de ces voies, les teneurs en mercure peuvent être supérieures à celles du réservoir permettant le transfert interbassin, à cause de l'effet combiné de l'exportation du mercure vers l'aval des réservoirs et de la production additionnelle de mercure provenant de l'inondation locale de superficies terrestres.
- La présence d'un grand plan d'eau à écoulement lent (lac ou réservoir), sur le parcours de la dérivation, réduirait grandement le transfert du mercure aux poissons plus loin en aval, parce qu'il favorise la sédimentation du méthylmercure adsorbé aux particules en suspension et la prédation locale du plancton, des insectes ou des petits poissons provenant de l'amont.
- Il n'y a pas d'augmentation cumulative des teneurs en mercure dans les poissons lorsqu'une série de réservoirs sont aménagés sur un même parcours des eaux; l'influence d'un réservoir donné se limiterait à celui situé immédiatement en aval.

3.5 **Rivières à débit réduit**

3.5.1 Modifications physiques, physico-chimiques et biologiques

Les informations qui suivent sont principalement tirées de Lalumière *et al.* (1985), Roy *et al.* (1986), Belzile (1990), Groupe Environnement Shooner inc. (1993), Chartrand *et al.* (1994), Deslandes *et al.* (1994) et Waska Ressources et Biofilia (2013).

Dans le contexte de l'aménagement du complexe La Grande, huit rivières ont été dérivées, soient les rivières Caniapiscou et Vincelotte, dans le secteur Est, et les rivières Eastmain, Opinaca, Petite rivière Opinaca, Lemare, Nemiscou et Rupert dans le secteur Ouest. Ces dérivation ont créé six tronçons de rivières à débit réduit, dont trois n'ont pas reçu d'apport en eau provenant de l'amont du point de coupure, soient les rivières Eastmain, Opinaca et Petite rivière Opinaca.

Depuis l'aménagement des biefs de dérivation de la Rupert, les rivières Lemare et Nemiscou reçoivent 100 % de leur débit initial du bief Rupert aval par quatre ouvrages de restitution des débits. Quant à la Rupert, elle reçoit désormais environ 30 % de son débit initial, modulé au cours des saisons hydrologiques, via le bief Rupert amont. Le tronçon à débit réduit de la rivière Vincelotte a reçu un débit réservé de 8 m³/s de 1982 à 1992. Le tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscou a reçu des débits d'environ 800 m³/s, soit de l'ordre de ceux enregistrés avant la coupure, de juin à octobre 1984 et en juin et en juillet 1985, par l'évacuateur de Duplanger du réservoir Caniapiscou. Pour les rivières Eastmain et Opinaca, ainsi que la Petite rivière Opinaca qui se jette dans l'Opinaca, les coupures sont complètes et permanentes.

La réduction du débit des rivières a entraîné les modifications physiques suivantes, dont l'intensité a varié selon leurs caractéristiques hydrologiques :

- Une baisse plus ou moins marquée du niveau des eaux. Pour la rivière Caniapiscou, une forte exondation est survenue sur environ 70 km en aval du point de coupure. Dans la rivière Eastmain, la coupure du débit représente 90 % du débit à son embouchure, alors que pour la Rupert, elle correspond à 50 % du débit initial à l'embouchure.
- Une réduction plus ou moins marquée de la superficie, de la profondeur et du volume de l'habitat aquatique. Quatre seuils ont été aménagés sur certains tronçons de l'Eastmain afin de maintenir, sur une certaine distance en amont de ceux-ci, un niveau d'eau comparable au niveau moyen d'été observé avant les coupures. Pour le même motif, huit seuils ont été aménagés sur la Rupert.
- Une augmentation plus ou moins grande du temps de séjour des eaux. Par exemple, le temps de résidence des eaux dans les sections les plus lentes de l'Eastmain est passé de moins d'un jour à une vingtaine de jours après la coupure, puis à plus de 40 jours après l'ajout des seuils.

Dans les tronçons à débit réduit des rivières Eastmain et Opinaca, la qualité de l'eau est désormais déterminée surtout par celle des petits cours d'eau qui les alimentent et qui amènent des eaux au pH neutre et plus riches en minéraux, en matières organiques et en éléments nutritifs que les eaux en amont des points de coupure. L'érosion initiale des berges argileuses nouvellement exondées a contribué à augmenter la turbidité, la concentration des matières en suspension et la teneur en

minéraux. Enfin, le temps de séjour des eaux s'est accru et a augmenté la durée du contact entre les sédiments et l'eau, favorisant la mise en solution des minéraux et des éléments nutritifs. Cet enrichissement des eaux a stimulé la production biologique. La qualité des eaux des rivières Caniapiscou et Vincelotte a été très peu modifiée.

Dans les tronçons à débit réduit des rivières Eastmain et Opinaca, la réduction de la turbulence et la hausse des éléments nutritifs ont favorisé la croissance du phytoplancton, malgré de fortes hausses de la turbidité. Le zooplancton a réagi à l'augmentation du temps de séjour des eaux en passant de faibles valeurs de densité et de biomasse, typiques des rivières, à des valeurs plus élevées, caractéristiques des lacs. Dans le tronçon de la rivière Caniapiscou compris entre le barrage de Duplanter et le Canyon Eaton, le principal changement est une diminution des populations de phytoplancton causée par la perte des apports des nombreux grands lacs en amont du point de coupure.

Dans les tronçons à débit réduit des rivières Lemare et Nemiscau, la qualité de l'eau a été très peu modifiée. Il n'y a eu qu'une légère diminution du contenu en matières organiques, car leurs eaux proviennent dorénavant des biefs de dérivation Rupert, dans lesquels les eaux des rivières Lemare et Nemiscau (10 % du débit total) se mélangent avec celle de la Rupert (90 % du débit total), de sorte que c'est surtout l'eau moins riche en matières organiques de la Rupert qui coule désormais dans les rivières Lemare et Nemiscau. En ce qui concerne le tronçon à débit réduit de la Rupert, on n'a noté qu'une légère augmentation de la turbidité et des matières en suspension près de son embouchure, en raison de l'érosion de berges argileuses nouvellement exondées à la suite de la baisse du niveau d'eau dans les secteurs non contrôlés par des seuils ou des épis.

La réduction des habitats aquatiques a causé des augmentations des rendements de pêche peu après la coupure des rivières Eastmain, Opinaca et Caniapiscou. Dans les rivières Eastmain et Opinaca, les principales espèces favorisées sont le cisco de lac et le meunier noir dans les sections lentiques, ainsi que le meunier rouge dans les sections lotiques. Par contre, l'abondance de l'esturgeon jaune des rivières Eastmain et Opinaca diminue graduellement en raison d'un recrutement très faible, causé vraisemblablement par des pertes d'habitats de reproduction ainsi qu'une possible surexploitation favorisée par la réduction du débit (Doyon et Belzile, 2000). Dans la rivière Caniapiscou, surtout dans le secteur amont, l'abondance des meuniers rouges et noirs a augmenté de façon marquée, alors que les ouananiches et les ombles de fontaine ont délaissé cette zone. De plus, les coefficients de condition de la majorité des espèces de poissons ont augmenté.

3.5.2 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons des rivières Eastmain et Opinaca

Après la réduction du débit des rivières Eastmain et Opinaca, les teneurs en mercure ont très peu évolué chez toutes les espèces de poissons suivies. La figure 3.19 montre que les teneurs moyennes aux longueurs standardisées de toutes les espèces sont généralement demeurées à l'intérieur de l'étendue des teneurs moyennes observées dans les lacs naturels du secteur Ouest du complexe La Grande. Contrairement à la mise en eau des réservoirs, la réduction du débit des rivières n'entraîne pas l'inondation de matières organiques stimulant la méthylation du mercure. Dans certains cas, comme pour le meunier rouge à la confluence de l'Eastmain et de l'Opinaca ainsi que l'esturgeon jaune et le doré jaune de la rivière Eastmain (figure 3.19), les concentrations moyennes ont légèrement augmenté par rapport aux valeurs moyennes globales obtenues pour l'ensemble des milieux naturels regroupés, mais elles n'ont pas atteint des teneurs significativement différentes de celles de certains lacs naturels. Dans ces cas, l'augmentation des matières organiques dissoutes, causée par les apports des tributaires du bassin versant résiduel de ces rivières, a pu faire en sorte que les teneurs en mercure des poissons soient devenues représentatives des milieux naturels riches en matières organiques dissoutes, lesquels ont fourni les teneurs les plus élevées obtenues en conditions naturelles (section 3.1.3).

3.5.3 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons de la rivière Vincelotte

Ce n'est qu'en 1987 que les premiers relevés ont été effectués pour déterminer le niveau de mercure dans la chair des poissons de cette rivière qui a reçu des apports en eau d'un réservoir, la retenue Vincelotte, de 1984 à 1992; l'absence de données antérieures ne permet pas de statuer sur l'effet à court terme du débit d'appoint de 8 m³/s de la retenue Vincelotte. Toutefois, les mesures de 1987 et de 1991 ont permis de vérifier que les teneurs en mercure chez les espèces échantillonnées sont demeurées comprises dans l'étendue des teneurs moyennes mesurées dans les lacs naturels de la région, malgré une augmentation significative chez les grands brochets (tableau 3.5). L'arrêt des débits réservés en 1992 aura empêché toute augmentation subséquente.

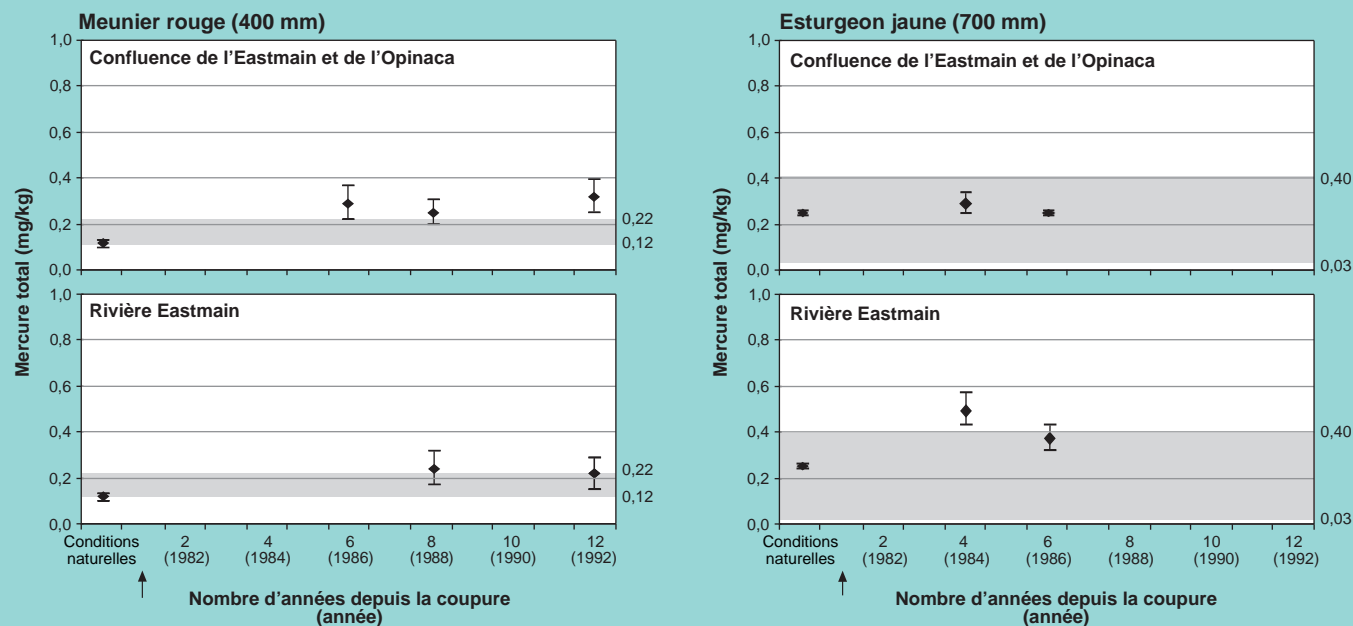
Tableau 3.5 Teneurs en mercure (mg/kg) mesurées chez quatre espèces de poissons capturés dans la rivière Vincelotte (1987-1991)

	Meunier rouge (400 mm)*	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Touladi (600 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels (secteur Est)	0,06 à 0,20	0,10 à 0,30	0,36 à 0,92	0,52 à 1,11
Milieux naturels regroupés	0,12 (a)	0,14 (b)	0,56 (b)	0,74 (a)
1987	0,12 (a)	0,20 (ab)	0,58 (b)	0,88 (a)
1991	0,16 (a)	0,26 (a)	0,92 (a)	--

* : Les teneurs sont estimées pour une longueur standardisée (entre parenthèses).

Note : Pour chaque espèce, les valeurs suivies d'une lettre différente indiquent que les teneurs en mercure diffèrent significativement ($p < 0,05$) entre les années.

Figure 3.19 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons des rivières Eastmain et Opinaca



Confluence de l'Eastmain et de l'Opinaca

Nombre d'années depuis la coupure	Année	6	8	12
	Conditions naturelles			
	b	a	a	a
Teneur	0,12	0,29	0,25	0,32
Limite inférieure	0,104	0,221	0,201	0,247
Limite supérieure	0,130	0,372	0,306	0,398
N	182	22	19	11

Confluence de l'Eastmain et de l'Opinaca

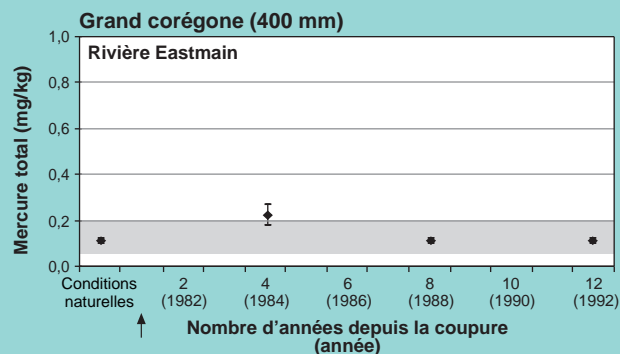
Nombre d'années depuis la coupure	Année	4	6
	Conditions naturelles		
	a	a	a
Teneur	0,25	0,29	0,25
Limite inférieure	0,229	0,252	0,229
Limite supérieure	0,267	0,343	0,267
N	186	30	12

Rivière Eastmain

	b	-	a	a
Teneur	0,12	-	0,24	0,22
Limite inférieure	0,103	-	0,172	0,15
Limite supérieure	0,129	-	0,320	30,2
N	182	-	10	9310

Rivière Eastmain

	b	a	a
Teneur	0,25	0,49	0,37
Limite inférieure	0,229	0,425	0,323
Limite supérieure	0,267	0,570	0,429
N	186	29	30



Rivière Eastmain

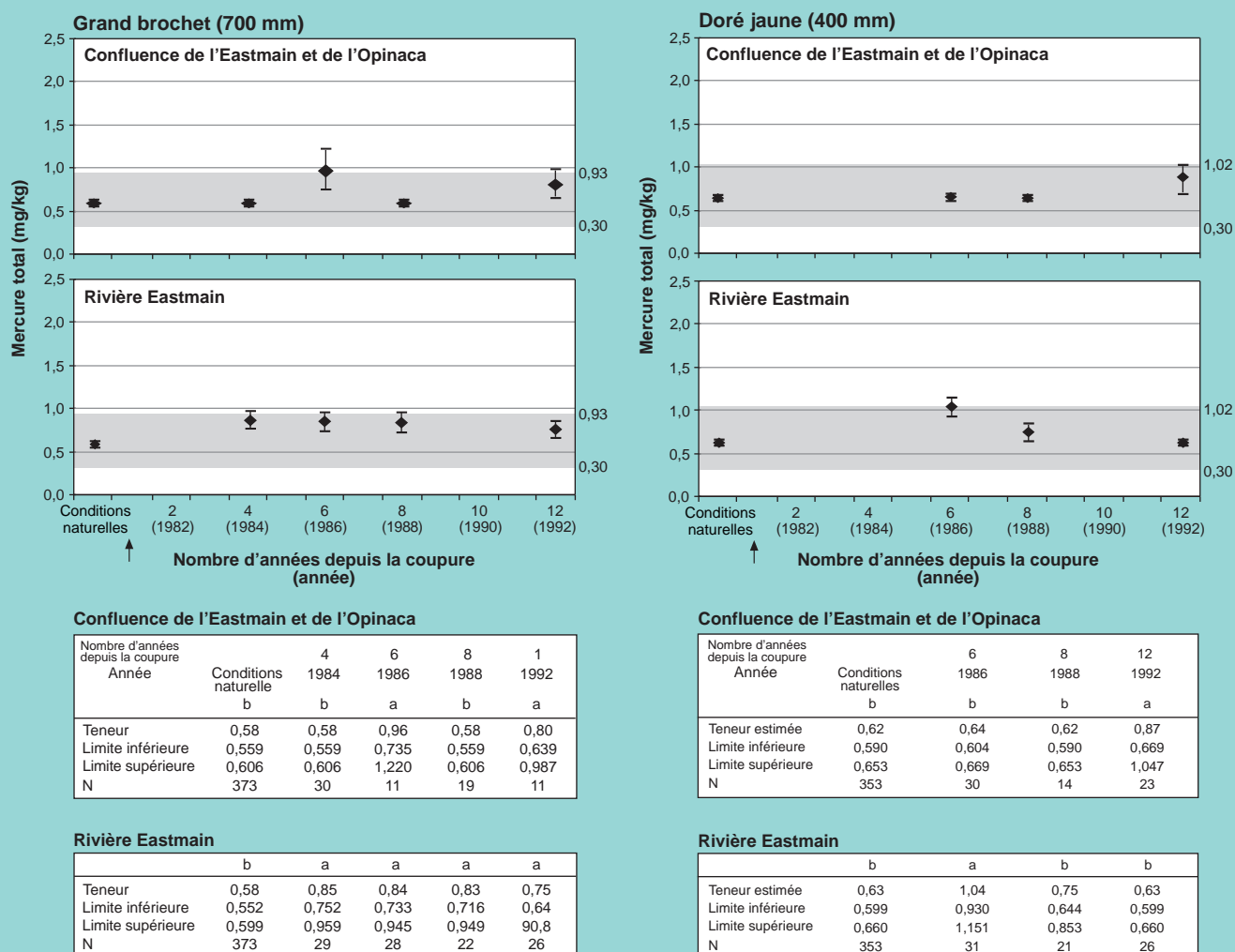
Nombre d'années depuis la coupure	Année	4	8	12
	Conditions naturelles			
	b	a	b	b
Teneur estimée	0,11	0,22	0,11	0,11
Limite inférieure	0,107	0,183	0,107	0,107
Limite supérieure	0,119	0,268	0,119	0,119
N	503	25	11	11

↑ Coupure de débit (1980)

Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Figure 3.19 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons des rivières Eastmain et Opinaca (suite)



Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

A077_suf3_19_geq_018_eastm_opin_131107.FH10

3.5.4 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons du tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscou

Les 3 stations suivantes (carte A en pochette) ont été échantillonnées dans la rivière Caniapiscou :

- Eaton-amont, située à environ 100 km en aval du réservoir, représentative d'un tronçon fortement exondé, au court temps de séjour des eaux.
- Cambrien, située à environ 275 km en aval du réservoir, dans un grand lac profond au temps de séjour des eaux plus long.
- Calcaire, située en aval du lac Cambrien, à environ 355 km du réservoir Caniapiscou.

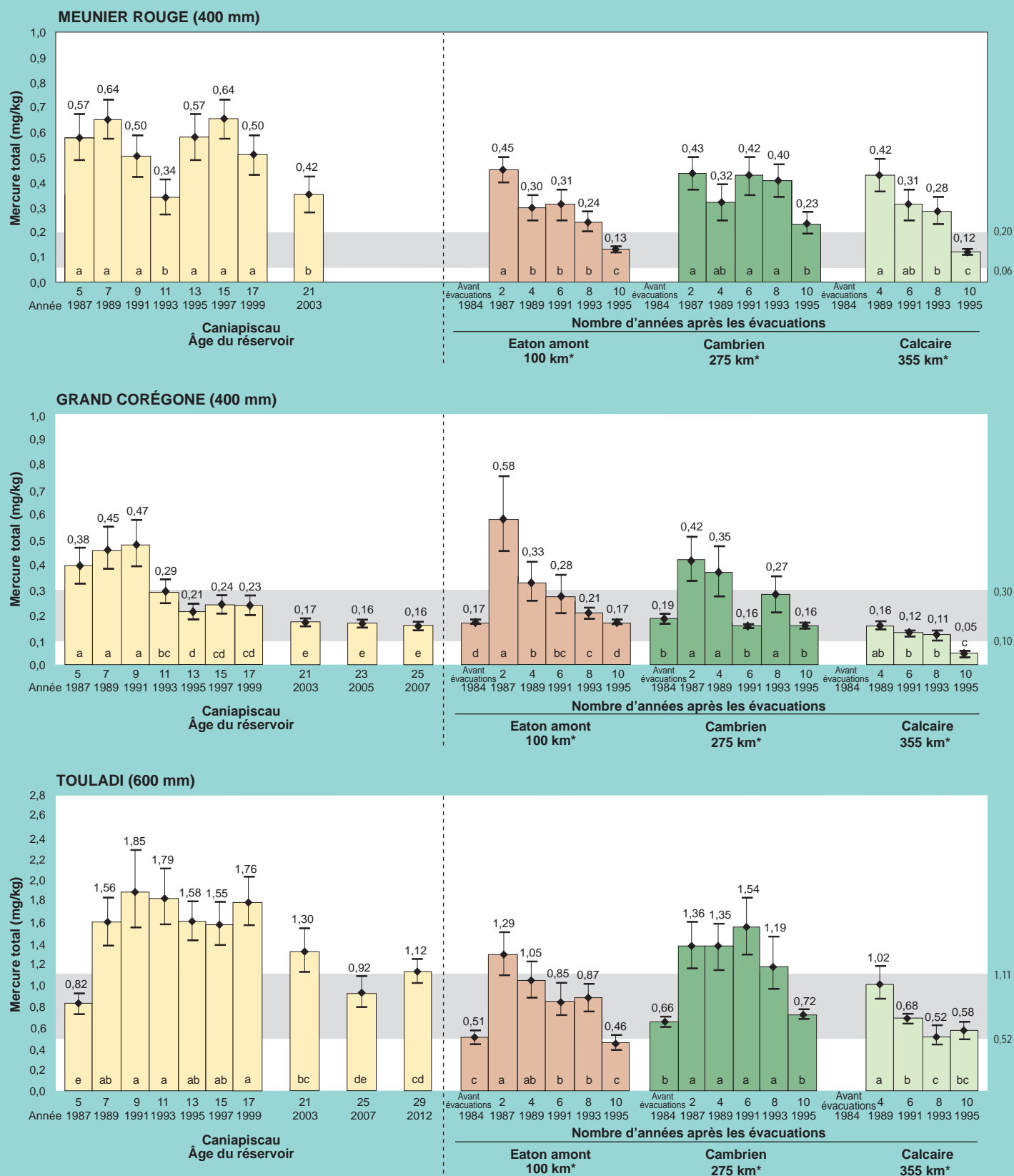
Depuis la coupure de la rivière Caniapiscou, à la fin d'octobre 1981, le débit module de ce cours d'eau a été réduit d'environ 800 m³/s, soit des diminutions respectives d'environ 95, 65 et 50 % aux stations Eaton amont, Cambrien et Calcaire.

En 1984, soit 3 ans après la coupure de la rivière, les teneurs en mercure des grands corégones et des touladis étaient semblables à celles mesurées en milieux naturels (figure 3.20). Par contre, les évacuations d'eau en provenance du réservoir Caniapiscou en 1984 et en 1985 ont entraîné une augmentation significative de la bioaccumulation du mercure chez les poissons, laquelle a généralement atteint son maximum 2 ans plus tard. Les teneurs maximales atteintes aux stations Eaton amont et Cambrien, soit de 0,43 à 0,45 mg/kg pour le meunier rouge, de 0,42 à 0,58 mg/kg pour le grand corégone et de 1,29 à 1,54 mg/kg pour le touladi, sont similaires à celles mesurées dans le réservoir Caniapiscou.

Ces données démontrent que le mercure est effectivement exporté en aval des réservoirs lors d'évacuations d'eau (déversements ou turbinage) et transféré aux poissons aussi rapidement que dans les réservoirs. Les travaux de Doyon (1998) et Schetagne *et al.* (2000) ont permis de déterminer que les principales composantes de l'eau responsables de l'exportation du méthylmercure sont la phase dissoute (< 0,45 µm) et les matières en suspension (de 0,45 à 50 µm), contribuant respectivement pour 64 et 33 % du total (tableau 3.6a). En raison de leur faible masse relative, comparativement au volume d'eau turbiné, les débris végétaux, le phytoplancton, le zooplancton, le benthos et les poissons contribuent peu à cette exportation (seulement 3 %).

Par contre, il a été démontré que les poissons accumulent le mercure surtout par la nourriture qu'ils ingèrent et très peu par l'eau (Hall *et al.*, 1997). En considérant uniquement le méthylmercure directement transféré aux poissons en aval,

Figure 3.20 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones et des touladis aux différentes stations du tronçon aval de la rivière Caniapiscou



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes calculées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

* Distance du réservoir Caniapiscou.

c'est-à-dire celui contenu dans les groupes d'organismes consommés par les poissons, tel que déterminé par l'analyse des contenus stomacaux des poissons récoltés en aval de la centrale Brisay (Schetagne *et al.*, 2000), le zooplancton, comme source alimentaire, contribuerait alors pour plus de 90 % du total exporté (tableau 3.6).

Tableau 3.6 Concentrations et importance relative du méthylmercure mesuré dans les différentes composantes exportées du réservoir Caniapiscou par les eaux turbinées de la centrale Brisay en 1997.

	Méthylmercure (ng/1 000 m ³ d'eau)		Importance relative (%)	
	Moyenne	Étendue	Moyenne	Étendue
a) Composantes contenues dans la colonne d'eau				
Dissous dans l'eau	56 200	46 000 – 71 000	64,3	52,0 – 75,7
Matière particulaire en suspension	28 900	22 000 – 41 000	33,2	23,5 – 46,3
Zooplancton	1 288	245 – 4 185	1,5	0,3 – 6,4
Phytoplancton	748	79 – 2 461	0,9	0,1 – 2,8
Poissons	84	0 – 574	0,1	0 – 0,7
Débris végétaux	8,5	0,5 – 31,9	0,01	0,0006 – 0,02
Invertébrés benthiques	0,3	0 – 1,0	<0,01	0 – 0,001
Écailles et os	0,1	0 – 0,7	<0,01	0 – 0,0001
b) Groupe d'organismes consommés par les poissons				
Zooplancton	1 288	245 – 4 185	93,3	4,4 – 99,0
Poissons	84	0 – 574	6,1	0 – 54,3
Débris végétaux	8,5	0,5 – 31,9	0,6	0 – 1,3
Invertébrés benthiques	0,3	0 – 1,0	<0,1	0 – 0,1
Écailles et os	0,1	0 – 0,7	<0,1	0 – <0,1

Source : Schetagne *et al.* (2000)

À la station Eaton amont, l'augmentation des teneurs a été d'une durée beaucoup plus courte que dans le réservoir Caniapiscou, soit de 4 à 10 ans après les évacuations (figure 3.20) selon l'espèce. Le court temps de renouvellement des eaux à la station Eaton amont, attribuable aux apports en eau des tributaires du bassin versant résiduel de la Caniapiscou, expliquerait ce retour rapide vers des teneurs représentatives des milieux naturels du secteur. Les eaux évacuées par le réservoir, comprenant des particules et organismes plus riches en mercure, ayant été rapidement remplacées par les eaux des tributaires, véhiculant des organismes et particules moins riches en mercure.

À la station Cambrien, caractérisée par un temps de renouvellement des eaux plus long, le retour des teneurs qui ne sont plus significativement différentes de celles observées dans les naturels de la région s'est également effectué en 4 à 10 ans selon l'espèce. Cette durée des fortes teneurs est également plus courte qu'au réservoir Caniapiscou.

À la station Calcaire, les teneurs en mercure des grands corégonos et des touladis n'ont pas augmenté significativement à la suite des déversements du réservoir, demeurant comprises dans l'étendue des teneurs moyennes mesurées en milieux naturels. L'absence d'augmentation à cette station, située en aval du grand et profond lac Cambrien est probablement attribuable à la sédimentation des particules en suspension, riches en méthylmercure issues du réservoir Caniapiscau, ainsi qu'à la consommation d'organismes entraînés en aval de ce réservoir, surtout le zooplancton, par les poissons du lac Cambrien. Dans ce lac, le zooplancton entraîné par le flot des eaux a pu trouver un habitat lentique lui permettant de compléter son cycle de vie et d'être la proie des poissons, de sorte que très peu de zooplancton riche en méthylmercure a pu être exporté plus en aval. En ce qui a trait aux fines particules en suspension provenant du réservoir et riches en méthylmercure, elles ont également pu être filtrées par le zooplancton dans le lac Cambrien et transférées à ses poissons (Schetagne *et al.*, 2000).

Des résultats similaires ont été obtenus dans la région du réservoir Smallwood au Labrador (Bruce *et al.*, 1979; LGL Limited, 1993; Anderson, 2011), soit une augmentation des teneurs en mercure des poissons en aval du réservoir, de même qu'une atténuation marquée du phénomène en aval du lac Winokapau, situé à environ 105 km en aval.

Par contre, les teneurs en mercure des meuniers rouges ont augmenté de façon significative à la station Calcaire, située en aval du lac Cambrien (figure 3.20), et le retour à des teneurs semblables à celles des milieux naturels s'est étalé sur 10 ans. Il est peu probable que cette augmentation soit liée à une exportation du mercure vers l'aval du lac Cambrien, car l'augmentation aurait également été observée chez les grands corégonos, de même que chez les touladis, qui les consomment. Il semblerait donc qu'elle soit plutôt attribuable à des déplacements vers l'aval, surtout avant 1989, de meuniers rouges eux-mêmes, une espèce particulièrement mobile.

3.5.5 Teneurs en mercure des poissons des rivières Nemiscau et Rupert

Dans les tronçons à débit réduit des rivières Nemiscau et Rupert, quatre stations d'échantillonnage ont permis de caractériser les teneurs en mercure des poissons à la suite de leur dérivation à l'automne 2009. Le tableau 3.7 montre que dans les tronçons à débit réduit de ces rivières, les teneurs moyennes en mercure obtenues en 2011, soit 2 ans après la dérivation, sont généralement demeurées dans l'étendue des teneurs mesurées dans les lacs naturels de la région.

Cependant, il était encore trop tôt, en 2011, pour mesurer des hausses significatives des teneurs en mercure chez les poissons de longueur standardisée. Les hausses prévues dans les biefs de dérivation et l'augmentation significative des teneurs chez les grands brochets de petites tailles (400 à 600 mm) observée en 2011 laissent présager des hausses significatives des teneurs en mercure de toutes les espèces dans le tronçon à débit réduit de la rivière Nemiscau, qui reçoit désormais 100 % de son débit du bief de dérivation Rupert aval (Therrien et Schetagne, 2012).

Tableau 3.7 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons obtenues en 2011 dans le secteur de la dérivation Rupert.

Âge du réservoir (an)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Doré jaune (400 mm)	Esturgeon jaune (900 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels (secteur ouest)	0,05 à 0,20	0,30 à 0,93	0,30 à 1,02	0,03 à 0,40
<i>Rivière Rupert aval</i>				
Secteur du PK 314		0,61	0,56	
Secteur du PK 293	0,21	0,61	0,47	
Lac Nemiscau (PK 188)	0,08	0,44	0,35	0,14
<i>Rivière Nemiscau aval</i>				
Secteur Lac de la Montagne		0,87	0,58	
<i>Station témoin</i>				
Lac Émérillon	0,11	0,47	0,58	

3.5.6 Principaux enseignements du suivi des rivières à débit réduit

Les principaux enseignements tirés des résultats du suivi des teneurs en mercure des poissons dans les milieux à débit réduit du complexe La Grande sont :

- Dans les milieux où la coupure de débit a été totale et permanente, il n'y a pas eu de nouvelle matière organique inondée et, par conséquent, la production supplémentaire de méthylmercure a été négligeable. Les niveaux de mercure se sont donc généralement maintenus dans la gamme des teneurs moyennes observées en conditions naturelles.
- Des évacuations (déversements ou turbinage) d'eau des réservoirs, même d'une durée de seulement quelques mois (si les volumes sont suffisants pour renouveler complètement les eaux du secteur aval), entraînent, en aval, une augmentation significative des teneurs en mercure des poissons, tant piscivores que non piscivores. La hausse peut être aussi forte que celle observée dans les réservoirs, quoique d'une durée plus courte. Cela démontre une exportation du mercure des réservoirs vers l'aval et un transfert rapide aux poissons, probablement surtout par le zooplancton.
- Lors de ces évacuations, l'importance de l'exportation du mercure, la distance en aval sur laquelle elle peut se faire sentir et la durée de l'augmentation des teneurs dans les poissons au-delà de celles obtenues en milieux naturels seraient fonction :

- du potentiel de dilution de l'ensemble des composantes de la colonne d'eau par les tributaires du bassin versant résiduel;
- de la présence ou de l'absence d'un grand plan d'eau permettant la sédimentation des particules en suspension dans l'eau, ainsi que de la prédation du zooplancton dévalant par les organismes aquatiques de ce plan d'eau.

3.6 Tronçon estuarien de La Grande Rivière et côte est de la baie James

3.6.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques

Avant d'atteindre la baie James, les eaux du réservoir Robert-Bourassa devaient, de 1979 à 1993, franchir les 80 km du tronçon fluvial de La Grande Rivière pour se rendre au site de la centrale La Grande-1, puis les 37 km du tronçon estuarien. Depuis 1993, le réservoir La Grande 1 remplace le tronçon fluvial, mais y maintient des caractéristiques plutôt lotiques, le temps de séjour n'y étant que de quelques jours.

Dans La Grande Rivière, la qualité de l'eau a été très peu modifiée par l'aménagement du complexe La Grande. En effet, ce tronçon est essentiellement alimenté par le réservoir Robert-Bourassa, dans lequel les modifications ont été de faible amplitude.

Les conditions estivales de température et de salinité des eaux côtières de la baie James sont demeurées inchangées, puisque les débits estivaux de La Grande Rivière sont dans la même plage de valeurs qu'en conditions naturelles et que les variations spatio-temporelles et même interannuelles de ces paramètres sont principalement causées par la marée et les conditions météorologiques. Toutefois, les débits hivernaux étant maintenant de 8 à 10 fois plus élevés dans La Grande Rivière, la superficie du panache d'eau douce de la rivière sous la couverture de glace s'est accrue. Pour des débits hivernaux supérieurs à 4 000 m³/s, le panache occupe une superficie environ trois à cinq fois plus grande qu'avant l'aménagement de la rivière (Messier, 2002).

Dans La Grande Rivière, la biomasse phytoplanctonique a augmenté temporairement, les teneurs en chlorophylle *a* ayant presque doublé pour ensuite retourner rapidement, en 4 ans, aux valeurs mesurées avant les aménagements. Le temps de séjour trop court des eaux de La Grande Rivière n'a pas permis de hausser la production zooplanctonique.

Depuis 1977, le meunier rouge prédomine largement la communauté de poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière. La diminution de la température de l'eau depuis la mise en exploitation de la centrale Robert-Bourassa semble avoir influencé

les rendements de pêche de certaines espèces, défavorisant le cisco de lac et le doré jaune, des espèces moins tolérantes aux eaux froides, et favorisant l'omble de fontaine et le ménomini rond, des espèces d'eaux froides. De façon générale, les conditions de survie des poissons dans La Grande Rivière demeurent excellentes et au moins aussi bonnes qu'en lac témoin (Therrien et Lalumière, 2001).

3.6.2 Évolution des teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière

Pour les poissons suivis dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière, l'évolution des teneurs en mercure montre un patron similaire à celui du réservoir Robert-Bourassa, soit une augmentation suivie d'un retour graduel vers les teneurs des milieux naturels (figure 3.21). Tout comme pour le tronçon de rivière compris entre les réservoirs Robert-Bourassa et La Grande 1, les teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien sont surtout déterminées par les apports du réservoir Robert-Bourassa.

Chez les grands corégones du tronçon estuarien, les teneurs moyennes obtenues depuis 1994 ne sont plus significativement différentes de celles de certains lacs naturels, alors que pour le grand brochet, la teneur obtenue en 2000 est de nouveau comprises dans la fourchette des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles. La situation est la même chez le ménomini rond (tableau 3.8), espèce capturée en nombre suffisant uniquement dans La Grande Rivière et dans le réservoir La Grande 1.

Tableau 3.8 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des ombles de fontaine et des ménominis ronds capturés dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière.

Année	Omble de fontaine (300 mm)	Ménomini rond (300 mm)	
	LG 1 aval et Fort George	LG 1 aval	Fort George*
Conditions naturelles	0,13 (d)**	0,10 (a)***	0,10 (a)***
1984	1,67 (a)		
1986	0,80 (b)		
1988	0,60 (bc)		
1990	0,72 (bc)		
1992	0,77 (b)		
1994	0,54 (bc)		
1996	0,56 (bc)		0,10 (a)
1998	0,46 (c)		0,10 (a)
2000		0,10 (a)	0,10 (a)
2008	0,24 (d)		

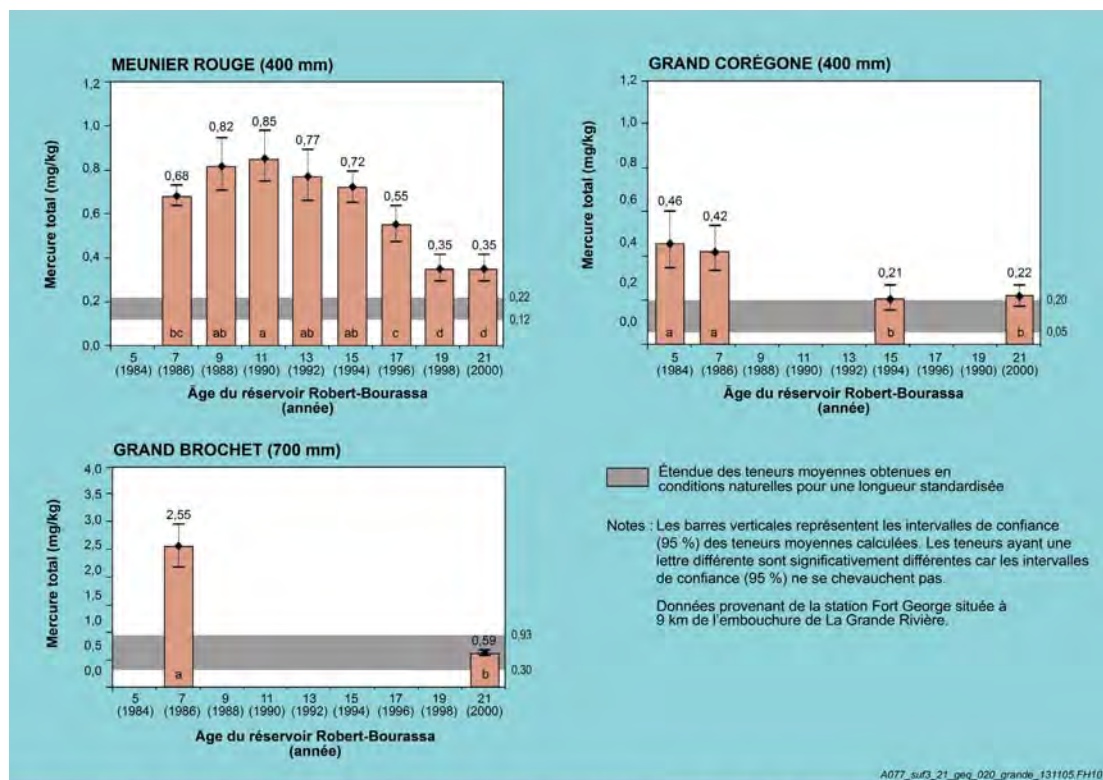
Note : Les teneurs sont estimées pour une longueur standardisée de 300 mm. Les valeurs suivies d'une lettre différente indiquent que les teneurs en mercure diffèrent significativement ($p < 0,05$) entre les années.

* : Regroupement des stations FG 400, FG 006 et FG 017.

** : Obtenues pour des stations réparties sur la côte est de la baie James.

*** : Obtenues pour les lacs naturels Hazeur (CE 034) et Sérigny (CE 012) du secteur Est.

Figure 3.21 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones et des grands brochets dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière.



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Équipement et services partagés.

Dans le cas du meunier rouge, la teneur moyenne obtenue en 1998 à la station Fort-Georges (0,35 mg/kg), située à 10 km de l'embouchure, correspond à une diminution significative par rapport au pic observé en 1990 (0,85 mg/kg), mais demeure significativement plus élevée que celle représentative des lacs naturels de la région. Cette station a été abandonnée à la suite de l'optimisation du suivi, mais la teneur moyenne obtenue à la station située à l'aval immédiat de la centrale de La Grande-1 en 2008 (0,39 mg/kg), soit 29 ans après la mise en eau du réservoir Robert-Bourassa, demeure aussi plus élevée. Ce retour prolongé s'expliquerait par la consommation de petits poissons ayant passé dans les turbines, par cette espèce habituellement non piscivore (section 3.3).

En ce qui concerne l'omble de fontaine, la diminution des teneurs moyennes est significative, entre le pic observé en 1984 (1,67 mg/kg) et la teneur mesurée en 2008 (0,24 mg/kg), qui n'est plus significativement différente de celle de certains lacs naturels (tableau 3.8). Pour cette espèce, la population capturée à la station LG 1 aval semble être essentiellement composée de spécimens résidants qui peuvent aussi consommer occasionnellement des petits poissons qui transitent par la centrale La Grande-1 (Entraco, 1996; Lemieux, 1997).

3.6.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons du milieu côtier

De façon générale, les teneurs en mercure des espèces de poissons capturés dans le milieu côtier de la baie James ont peu évolué dans le temps, de 1987 à 1994, même pour les spécimens récoltés dans le panache d'eau douce estival de La Grande Rivière (tableau 3.9).

Au plan spatial, les teneurs en mercure des principales espèces capturées le long de la côte est de la baie James montrent que, dans les eaux côtières, les apports de mercure provenant de La Grande Rivière n'ont qu'un effet local de faible amplitude pour la plupart des espèces. En effet, entre 1987 et 1994, les teneurs en mercure du cisco de lac, du grand corégone, de l'omble de fontaine, de l'ogac et du chaboiseau à quatre cornes n'étaient que légèrement plus élevées dans le panache d'eau douce estival de La Grande Rivière qu'à l'extérieur de celui-ci.

Chez le chaboiseau à quatre cornes, les données indiquent un effet un peu plus marqué, alors que les spécimens capturés dans le panache d'eau douce présentaient des teneurs en mercure presque 3 fois plus élevées que ceux récoltés hors de celui-ci (0,31 à 0,55 mg/kg contre 0,10 à 0,22 mg/kg).

3.6.4 Principaux enseignements du suivi du tronçon estuarien de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James

Les principaux enseignements suivants peuvent être tirés du suivi des teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James :

- Les teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien, étant surtout déterminées par les apports du réservoir Robert-Bourassa, montrent généralement une évolution similaire à celle observée pour les poissons de ce dernier.
- Pour le tronçon estuarien, les teneurs obtenues pour la majorité des espèces depuis 2000, soit 21 ans après la mise en eau de réservoir Robert-Bourassa, sont équivalentes à celles mesurées dans les milieux naturels de la région.
- Pour les meuniers rouges et les ombles de fontaine, les teneurs obtenues en 2000 dans ce tronçon demeurent plus élevées que celles obtenues en milieux naturels, en partie à cause de la consommation occasionnelle de petits poissons ayant transité par la centrale La Grande-1.
- Dans le milieu côtier de la baie James, l'influence de l'aménagement du complexe La Grande sur le mercure s'est limitée uniquement au panache estival d'eau douce de La Grande Rivière.

Tableau 3.9 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons capturées dans les eaux côtières de la baie James entre 1987 et 1994.

Secteur	Cisco de lac (300 mm)*	Grand corégone (400 mm)	Omble de fontaine (300 mm)	Chaboisseau à quatre cornes (250 mm)	Ogac (400 mm)
SECTEURS INFLUENCÉS PAR LE PANACHE D'EAU DOUCE ESTIVAL DE LA GRANDE RIVIÈRE					
<i>Panache proximal</i>					
Îles Loon, Black et Grass	0,10 (bc)	--	--	0,44 (a)	0,42 (a)
<i>Panache éloigné</i>					
<i>Nord</i>					
Paul Bay et estuaire de la rivière Piagochioui	0,12 (ab)	0,15 (b)	0,20 (a)	0,55 (a)	0,38 (ab)
Goose Bay et estuaire de la rivière Guillaume	0,13 (ab)	0,14 (bc)	0,19 (a)	--	--
<i>Sud</i>					
Tees Bay	0,13 (a)	0,21 (a)	--	0,31 (b)	0,26 (bc)
<i>Moyenne des secteurs influencés</i>	<i>0,12</i>	<i>0,17</i>	<i>0,20</i>	<i>0,43</i>	<i>0,35</i>
SECTEURS NON INFLUENCÉS PAR LE PANACHE D'EAU DOUCE ESTIVAL DE LA GRANDE RIVIÈRE					
<i>Nord de La Grande Rivière</i>					
Pointe Attikuan et estuaire de la rivière Kapsaouis	0,10 (bc)	0,15 (b)	0,14 (b)	--	--
Pointe Kakassituq et baie of Many Islands	0,09 (c)	0,08 (de)	0,09 (c)	0,10 (c)	0,14 (c)
<i>Sud de La Grande Rivière</i>					
Baie Aquatuc	0,10 (bc)	0,12 (bcd)	0,12 (bc)	0,22 (b)	
Baie Dead Duck et estuaire de la rivière Cailliet	0,10 (bc)	0,07 (e)	0,14 (b)	--	0,18 (c)
<i>Région de Wemindji</i>					
Goose Island	--	0,06 (e)	--	--	--
Moar Bay	0,10 (bc)	0,12 (bcd)	0,14 (b)	--	0,42 (a)
Old Factory Bay	0,10 (bc)	0,15 (b)	--	--	--
<i>Moyenne des secteurs non influencés</i>	<i>0,10</i>	<i>0,11</i>	<i>0,13</i>	<i>0,16</i>	<i>0,26</i>

* : Teneurs moyennes estimées pour une longueur standardisée (entre parenthèses).

Note : Pour chaque espèce, les secteurs suivis d'une lettre différente indiquent que leurs teneurs en mercure diffèrent significativement ($p < 0,05$).

3.7 Études complémentaires

Des études complémentaires au RSE ont été réalisées afin de mieux comprendre les mécanismes responsables des modifications révélées par le suivi, et de fournir des intrants plus précis à un modèle semi-mécanistique de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs (section 2.4.3.3).

Cette section présente les résultats de six études complémentaires concernant les aspects suivants : les grands corégones de forme naine, les poissons de petites tailles, le régime alimentaire des principales espèces de poissons, l'entraînement des poissons vers l'aval des réservoirs, la proportion de méthylmercure dans le mercure total pour différentes parties de poisson et les teneurs en acides gras omega 3 dans la chair des poissons.

Mentionnons également qu'une étude en laboratoire a porté sur la libération du mercure et du méthylmercure en fonction du type de matière organique inondée (Thérien et Morrison, 1999). Elle a démontré que parmi les espèces végétales dominantes dans les milieux inondés du complexe La Grande, les feuilles d'aulnes (*Alnus* spp.) relâchent la plus grande proportion de méthylmercure (5 ng/g de poids sec), suivis des sphaignes (*Sphagnum* spp.; 3 ng/g) et des aiguilles des épinettes noires (*Picea mariana*; 2 ng/g). Ces résultats ont permis d'évaluer les apports en méthylmercure provenant de la végétation inondée dans les réservoirs du complexe La Grande et d'intégrer ceux-ci au modèle semi-mécanistique.

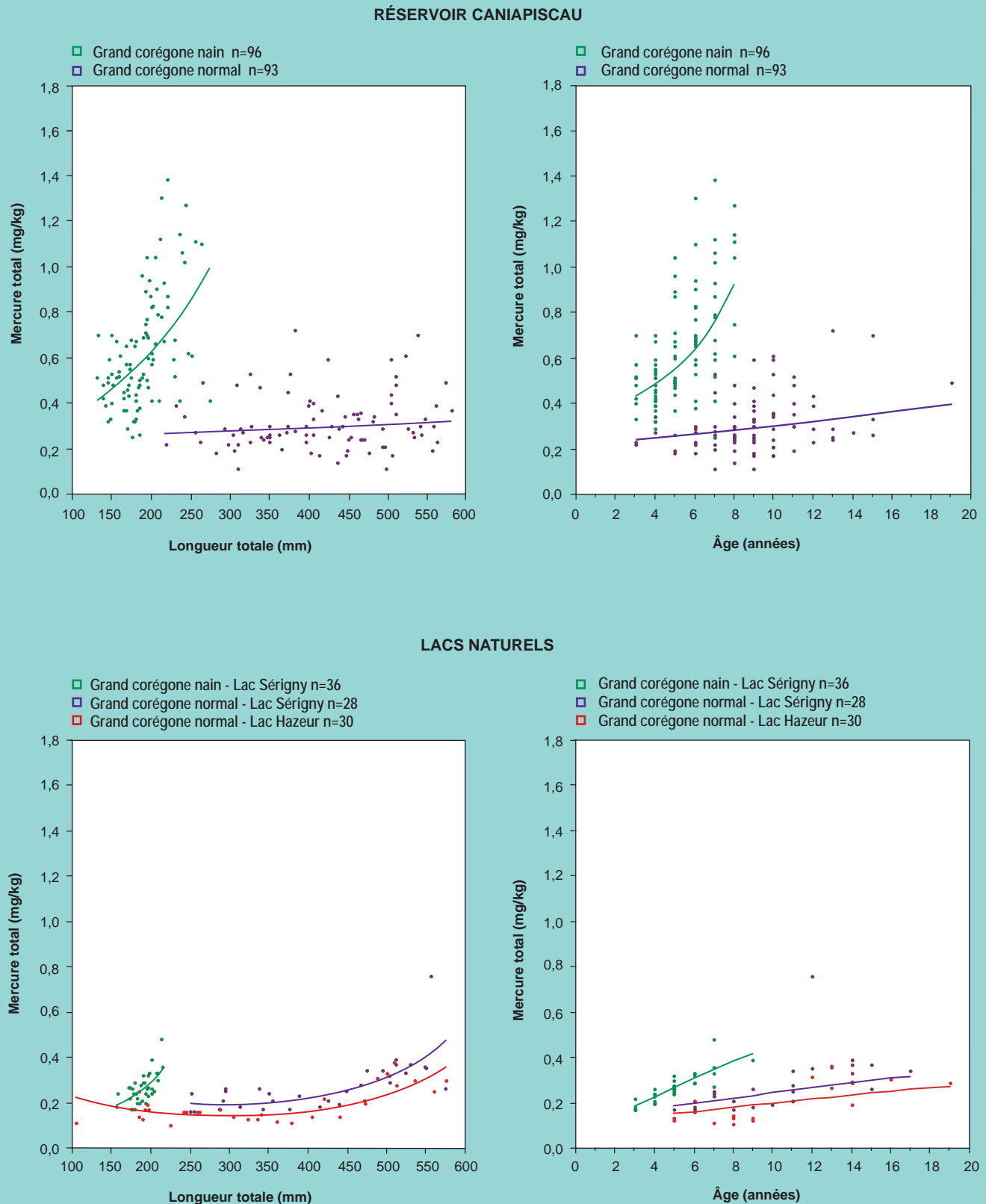
3.7.1 Grands corégones nains

Le suivi des teneurs en mercure des poissons a montré que, contrairement à ceux des autres réservoirs, les grands corégones de petite taille du réservoir Caniapiscou présentaient, après quelques années de mise en eau, des teneurs en mercure plus élevées que ceux de grande taille. Un examen plus poussé des données d'âge et de maturité sexuelle de ces poissons a révélé la présence de deux populations de grand corégon, de formes normale et naine, vivant en sympatrie, dans le secteur Est du complexe La Grande (Deslandes *et al.*, 1993; Doyon, 1995a; Doyon *et al.*, 1998a). Ces populations coexistent dans le réservoir Caniapiscou ainsi que dans certains lacs naturels, notamment les lacs Sérigny et des Vœux, et sont génétiquement distinctes (Bernatchez, 1996).

Les grands corégones nains du réservoir Caniapiscou accumulent le mercure plus rapidement que les spécimens normaux, que ce soit en fonction de leur âge ou de leur taille (figure 3.22). Il en est de même dans le lac naturel Sérigny, où les nains âgés de 8 ans atteignent des teneurs deux fois plus élevées que les normaux de même âge (0,38 vs 0,22 mg/kg). Dans le réservoir, après 11 ans d'inondation (1993), l'écart entre les taux de bioaccumulation des nains et des normaux est encore plus marqué qu'en milieu naturel, de sorte que pour les spécimens âgés de 8 ans, les nains atteignent des niveaux de bioaccumulation 3 fois plus élevés que les normaux (0,92 contre 0,28 mg/kg). Par ailleurs, 11 ans après l'inondation, les corégones nains du réservoir ont également des concentrations en mercure 2,5 fois plus élevées que celles des nains du lac Sérigny, que ce soit des poissons de même longueur (0,62 contre 0,27 mg/kg à 200 mm) ou de même âge (0,92 contre 0,38 mg/kg à 8 ans).

Tel que le suggèrent Doyon *et al.* (1998b), la différence dans le taux de bioaccumulation du mercure serait surtout liée à une maturation plus hâtive chez les spécimens nains, soit généralement à 2 ou 3 ans, comparativement à 6 ou 7 ans pour les normaux. À 7 ans, les spécimens nains ont habituellement frayé 5 à 6 fois alors que les normaux n'ont habituellement frayé qu'une ou deux fois. Ainsi, par l'atteinte de la maturité sexuelle à un plus jeune âge, les spécimens nains consacrent plus d'énergie à la production de gonades et moins à celle de chair. Ceci a pour effet de concentrer le mercure assimilé dans une plus petite quantité de chair.

Figure 3.22 Accumulation du mercure en fonction de la longueur ou de l'âge chez les grands corégones nainset normaux capturés dans le réservoir Caniapiscau et dans les lacs Hazeur et Sérigny en 1993



Un régime alimentaire différent pour les spécimens de grande taille (> 350 mm), présents seulement dans la population normale, ainsi qu'un métabolisme plus élevé chez les spécimens nains, commun aux espèces de petites tailles comparativement à celles de grandes tailles (Beamish, 1964; Reinert *et al.*, 1974), sont deux autres facteurs évoqués pour expliquer les différences observées (Schetagne *et al.*, 1996; Doyon *et al.*, 1998b).

3.7.2 Espèces de poissons de petite taille

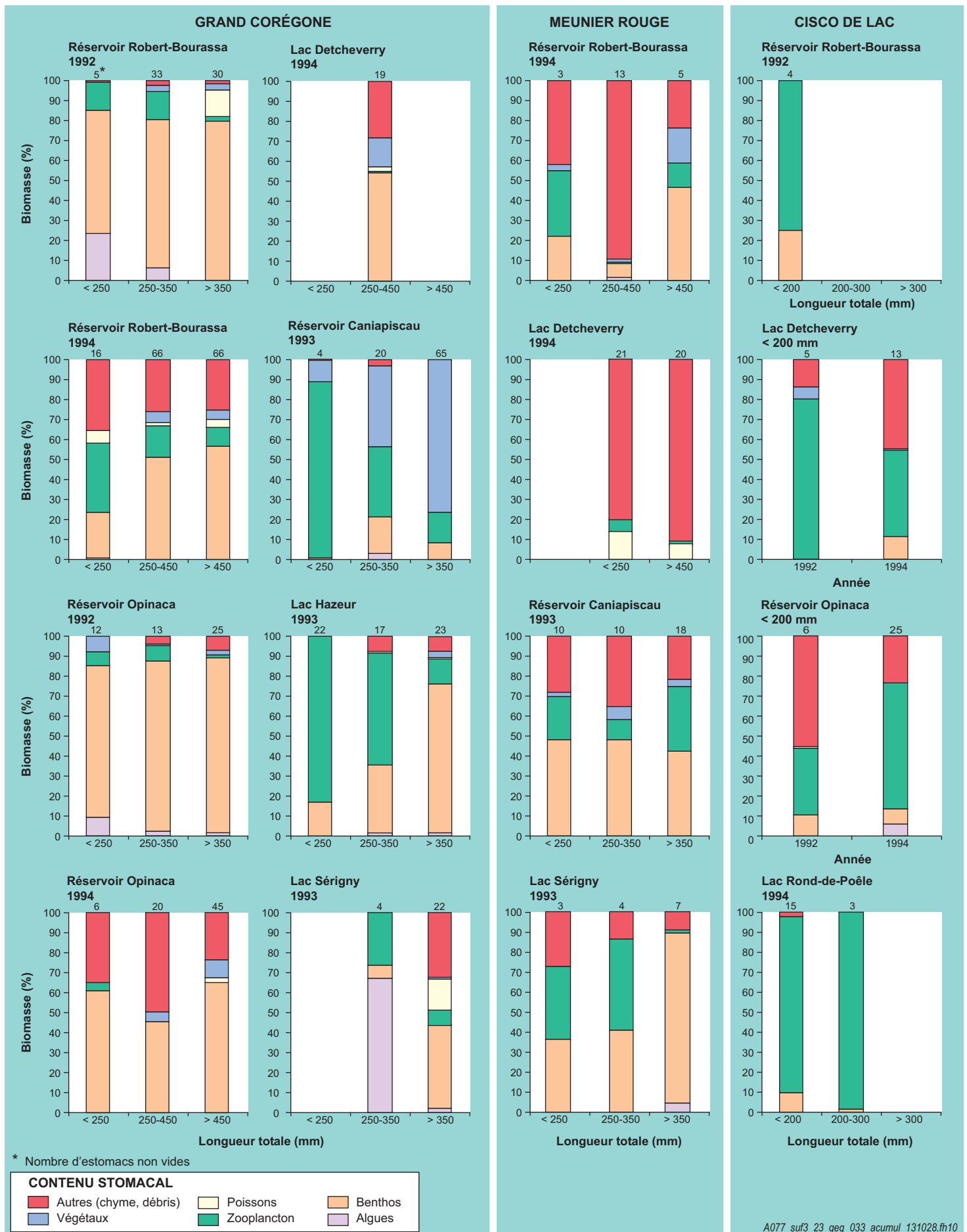
Les teneurs obtenues lors d'une étude complémentaire effectuée entre 1995 et 1997 (Doyon et Tremblay, 1997a,b; Doyon et Schetagne, 2000) montrent que les espèces de petite taille, telles que le méné de lac, l'omisco (*Percopsis omiscomaycus*) et la perchaude, ont des teneurs en mercure généralement égales ou supérieures à celles obtenues pour les espèces de taille beaucoup plus grande, comme le grand corégone de forme normale. En effet, les spécimens de ces espèces, dont la taille moyenne varie de 110 à 150 mm, peuvent atteindre des teneurs moyennes en mercure variant de 0,30 à plus de 0,50 mg/kg dans divers réservoirs et lacs naturels, alors que les grands corégonos de forme normale de 400 mm ont des teneurs moyennes variant de 0,10 à 0,28 mg/kg dans ces mêmes milieux.

Comme pour le grand corégone nain, ce phénomène s'expliquerait par une croissance plus lente et par une maturité sexuelle plus précoce chez les espèces de petite taille, de sorte que moins de chair serait produite pour une même quantité de nourriture ingérée. Il en résulterait une concentration du mercure assimilé dans une quantité moindre de chair. Ces données ont été mises à contribution dans le développement du modèle semi-mécanistique de prévision, car les petites espèces servent de fourrage pour les poissons piscivores.

3.7.3 Régime alimentaire des principales espèces de poissons

Le régime alimentaire des principales espèces de poissons du complexe La Grande a été étudié de 1980 à 1982, en 1990, de 1992 à 1994, puis uniquement pour les espèces piscivores de 1995 à 2012, dans divers milieux naturels et modifiés du complexe La Grande (SAGE, 1983; Doyon, 1995a,b; Doyon *et al.*, 1996; Verdon et Tremblay, 1999; Doyon et Tremblay, 1997a,b; Doyon et Schetagne, 1999, 2000; Groupe conseil GENIVAR, 2002; Therrien et Schetagne, 2004, 2005a, 2008a et b, 2009, 2010, 2012). Les figures 3.23 et 3.24 présentent les données les plus pertinentes et les plus représentatives (effectifs élevés) tirées de ces études, exprimées en biomasse relative des proies dans les contenus stomacaux. Soulignons que les biomasses ne sont pas disponibles de 1980 à 1982.

Figure 3.23 Biomasse des proies des principales espèces de poissons non piscivores du complexe La Grande



A077_suf3_23_geq_033_acumul_131028.fh10

Figure 3.24 Biomasse des proies des principales espèces de poissons piscivores du complexe La Grande

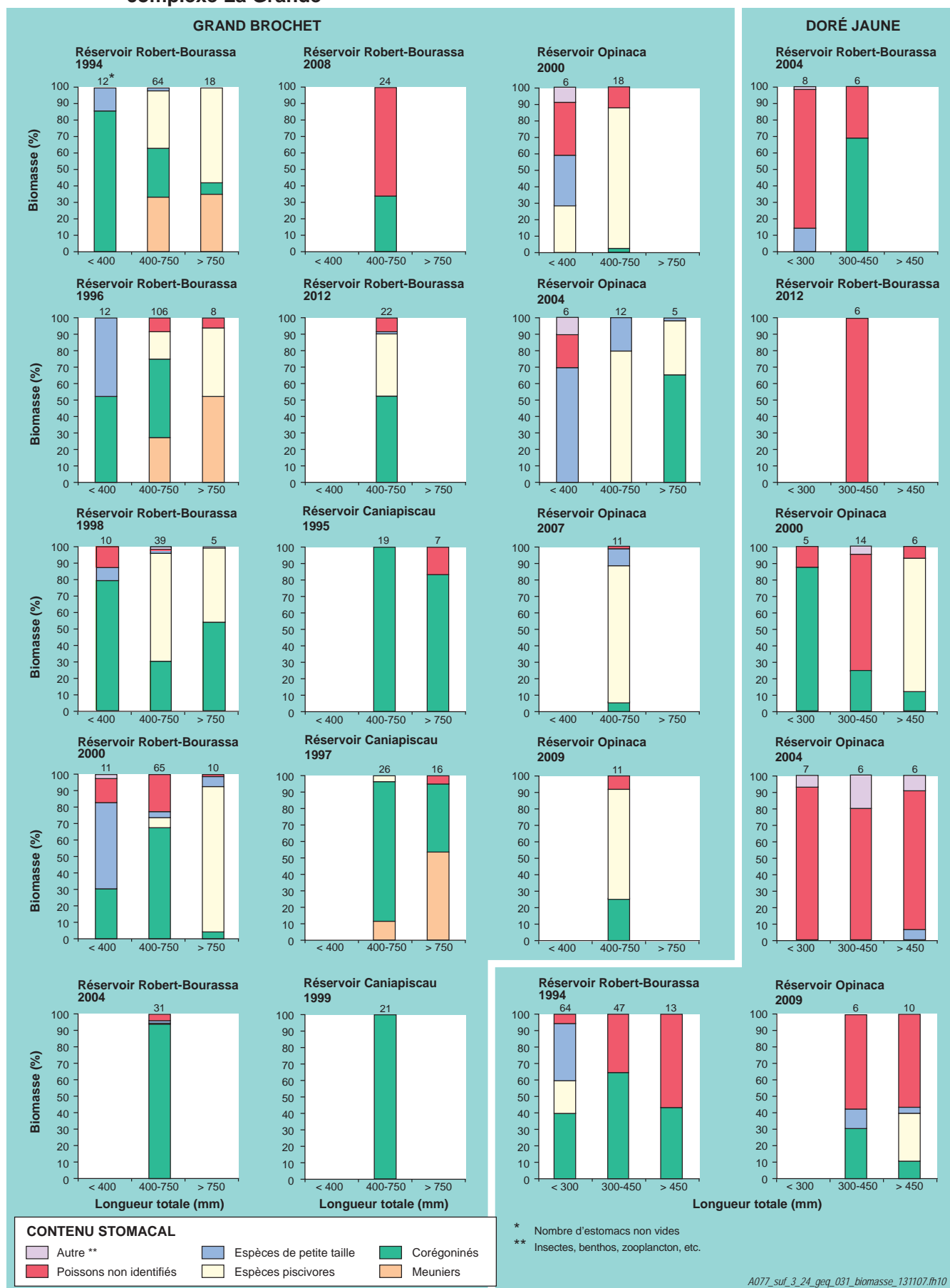
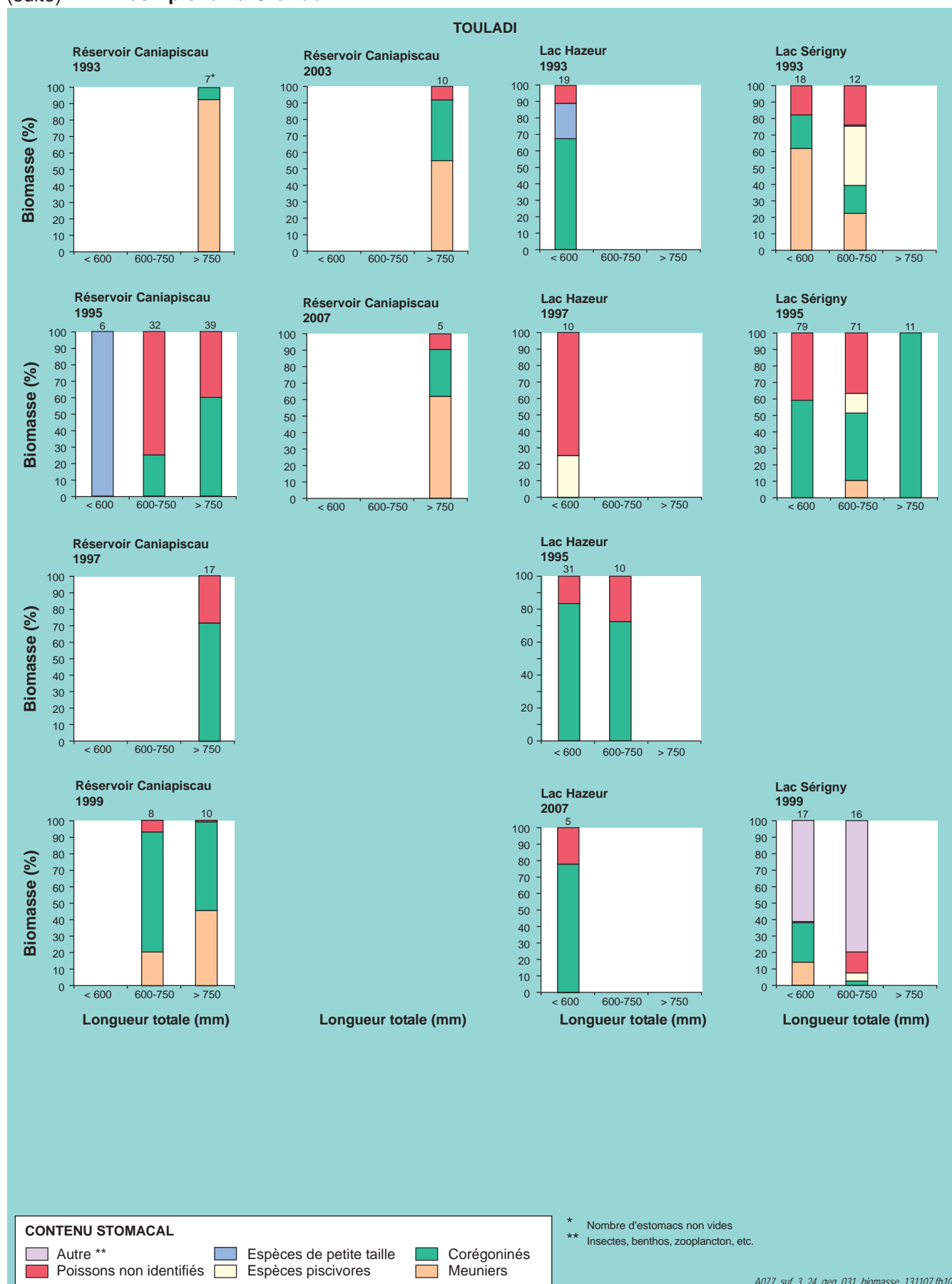


Figure 3.24 Biomasse des proies des principales espèces de poissons piscivores du complexe La Grande (suite)



Poissons non piscivores

Le régime alimentaire des poissons non piscivores peut varier d'une année à l'autre et d'une saison à l'autre, mais plusieurs informations peuvent être tirées des résultats obtenus. Il n'y a pas de différence marquée dans les occurrences des proies dans les estomacs entre les différentes périodes (1980-1982 et 1990-1994) ou milieux échantillonnés. Cela montre que les différences observées entre les teneurs en mercure des poissons des milieux naturels et celles des poissons des réservoirs sont liées à une plus grande disponibilité du méthylmercure après la mise en eau, plutôt qu'à un changement de régime alimentaire (Verdon et Tremblay, 1999).

Grand corégone

En biomasse, les proies les plus consommées par les grands corégones de forme normale sont les organismes benthiques, suivis du zooplancton, qui peut être le type de proie dominant chez les petits spécimens (figure 3.23). De plus, la proportion de benthos dans les estomacs tend à augmenter avec la taille des poissons dans tous les milieux. La proportion de débris végétaux dans les contenus stomacaux peut être élevée en réservoir, mais serait accidentelle, accompagnant l'ingestion du benthos sur le fond ou sur la végétation inondée.

La consommation de petits poissons par le grand corégone est généralement très faible, tant en milieu naturel qu'en réservoir. Par contre, il peut devenir piscivore immédiatement en aval des centrales hydroélectriques, où il profite de la présence de petits poissons étourdis par leur passage dans les turbines, particulièrement des ciscos de lac dans le secteur Ouest (Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994) et des grands corégones dans le secteur Est (Doyon, 1998).

Meunier rouge

Le benthos représente généralement le type de proies le plus consommé par les meuniers rouges, quelle que soit leur taille, et cette proportion tend également à augmenter avec la taille des spécimens (figure 3.23).

Cisco de lac

La principale proie du cisco de lac, en biomasse, est le zooplancton (cladocères et copépodes), quoique les invertébrés terrestres (psocoptères) dominent parfois (figure 3.23).

Poissons piscivores

Les analyses des contenus stomacaux ont révélé que les corégoninés (cisco de lac et grand corégone) et les espèces de poissons de petite taille étaient généralement les principales proies des poissons piscivores (figure 3.24). Par contre, la prédation exercée sur d'autres espèces piscivores, appelée comportement de super-prédateur, est également répandue, surtout en réservoir, où elle peut représenter jusqu'à 80 % de la biomasse ingérée. Ce type de prédation augmente avec la taille des espèces piscivores et se traduit par une forte augmentation des teneurs en mercure en ajoutant un maillon à la chaîne alimentaire.

Grand brochet

Les principales proies du grand brochet, en biomasse, varient selon sa taille, passant des corégoninés pour les spécimens de taille inférieure à 400 mm, à diverses espèces piscivores (grand brochet, lotte, doré jaune) à des tailles plus grandes (figure 3.24). Toutefois, dans les réservoirs du secteur Est, la consommation de proies piscivores est plus rare. Le régime alimentaire du grand brochet est par ailleurs varié et peut inclure également des meuniers, des ménés de lac, des épinoches (*Gasterosteidae*), des omiscos, des perchaudes et des chabots (*Cottus* spp.).

Le cas du réservoir Robert-Bourassa est particulier. Bien que les effectifs obtenus dans les milieux témoins ne permettent pas de montrer une proportion de proies piscivores supérieure dans les grands brochets de ce réservoir par rapport aux lacs témoins, leur occurrence y est toutefois supérieure. En effet, l'occurrence des proies piscivores et leur taille sont plus élevées chez les grands brochets du réservoir Robert-Bourassa. Par exemple, pour les spécimens plus grands que 750 mm, l'occurrence de proies piscivores atteint 60 % (n=25) et leur taille maximale moyenne est de 382 mm (n=8), comparativement à 29 % (n=7) et 295 mm (n=3) dans les lacs naturels. Dans ce réservoir, le comportement de super-prédateur semble s'être maintenu plus longtemps qu'aux autres milieux modifiés, à l'exception du réservoir Opinaca.

Doré jaune

Le régime alimentaire du doré jaune est similaire à celui du grand brochet, soit une dominance des corégoninés (surtout le cisco de lac) pour les spécimens d'une taille inférieure à 450 mm, puis une proportion généralement substantielle d'espèces piscivores (surtout la lotte) à des tailles plus grandes (figure 3.24). Dans les milieux naturels, une proportion élevée du régime alimentaire du doré jaune peut également être constituée de proies autres que des poissons (larves et insectes adultes).

Touladi

Les corégoninés dominent généralement le régime alimentaire des touladis, mais les meuniers, le ménomini rond, l'omble de fontaine, le méné de lac et les chabots peuvent parfois représenter une proportion substantielle de la biomasse des contenus stomacaux (figure 3.24). La consommation d'espèces piscivores est plus rare chez le touladi, mais la lotte peut également être ingérée.

Les données relatives au régime alimentaire des poissons en fonction de leur taille, ainsi que les teneurs en mercure mesurées des différents types de proies (Verdon et Tremblay, 1999), ont été utilisées dans le développement du modèle mécanistique de prévision des teneurs en mercure des poissons.

3.7.4 Entraînement des poissons des réservoirs vers l'aval des centrales

Des échantillonnages réalisés à la sortie des galeries de fuite de la centrale Robert-Bourassa, ou directement dans la bêche spirale des turbines, ont permis de déterminer que le cisco de lac est la principale espèce de poisson entraînée dans les turbines de cette centrale (Brouard, 1983; Roy *et al.*, 1986; Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994). La proportion de ciscos de lac varie de 62 à 96 % selon le site de récolte et la saison. Il s'agit surtout de spécimens d'âge 0+ (20-50 mm de longueur totale) et 1+ (90-130 mm), qui sont généralement indemnes, mais temporairement étourdis ou assommés. Le nombre de ciscos de lac entraînés est d'environ 700 par heure (208 à 1 696 lors de cinq relevés) en août et d'environ 1 500 par heure (644 à 1 716 en trois relevés) en septembre (Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994). Des résultats similaires ont été obtenus à la centrale Brisay du réservoir Caniapiscau, où environ 500 grands corégonides de petites tailles ont été entraînés par heure en août et en septembre (Schetagne *et al.*, 2000).

Les autres espèces entraînées à l'aval du réservoir Robert-Bourassa sont le grand corégonide, la lotte et, plus rarement, l'omble de fontaine, le touladi, le grand brochet, les meuniers et le doré jaune.

Ces observations ont été utiles pour comprendre l'évolution des teneurs en mercure des poissons à l'aval immédiat des centrales (section 3.3).

3.7.5 Teneurs en mercure total et en méthylmercure dans différentes parties de poisson

Les nombreuses données disponibles sur les teneurs en mercure des poissons du territoire de la Baie-James ne concernent que la chair, ce qui correspond à la partie habituellement consommée par les Cris et les pêcheurs sportifs. Or, un sondage réalisé auprès de représentants cris révèle que le filet, le poisson entier, les œufs (gonades) et les viscères (vidées et sans le foie) peuvent également être

consommés en mets distincts. En ce qui concerne les viscères, seules celles des grandes espèces, comme le grand brochet, l'esturgeon jaune ou le touladi, sont consommées en mets séparés. Pour les autres espèces, les entrailles (vidées et sans le foie) sont consommées avec le poisson entier écaillé. Le foie n'est généralement pas consommé par les Cris, sauf occasionnellement celui de la lotte.

En 2003, Hydro-Québec a donc analysé les teneurs en mercure de diverses parties du poisson (gonades, viscères, poissons entiers) dans le but de vérifier, d'une part, si les teneurs de mercure total dans la chair ne sous-estiment pas celles des autres parties de poisson pouvant être consommées par les Cris et, d'autre part, si les recommandations de consommation, basées sur les teneurs en mercure dans la chair, sont également valables pour les autres parties du poisson.

Teneur en mercure total des différentes parties de poisson

Les résultats montrent que les teneurs en mercure sont systématiquement plus élevées dans la chair que dans toutes les autres parties des poissons (figure 3.25). Les relations entre les teneurs obtenues dans la chair et les autres parties de poisson sont généralement très hautement significatives ($p < 0,0001$).

Cela démontre, d'une part, que l'évaluation des teneurs moyennes dans la chair peut être utilisée pour estimer celles dans d'autres parties des poissons et, d'autre part, que cette évaluation est conservatrice, c'est-à-dire qu'en basant des recommandations de consommation sur les teneurs dans la chair, il n'y aura pas de risque supplémentaire pour les consommateurs d'autres parties des poissons, car leurs teneurs sont toujours plus faibles.

Comparaison du mercure total et du méthylmercure dans différentes parties de poisson

Une comparaison des teneurs en mercure total et en méthylmercure a été effectuée sur un sous-échantillon de diverses parties de poisson (chair, gonades, viscères, poissons entiers). Le tableau 3.10 montre que pour les quatre espèces analysées, la proportion de méthylmercure est très élevée, soit près de 100 % pour toutes les parties de poisson (chair, poisson entier, viscères ou gonade), sauf pour les gonades de grand corégone (81 %). Cela indique, d'une part, que les teneurs moyennes de mercure total dans la chair peuvent être utilisées pour estimer de manière conservatrice celles du méthylmercure dans les différentes parties du poisson et, d'autre part, que la proportion de méthylmercure dans la chair et les autres parties du poisson, au complexe La Grande, est similaire à la gamme de valeurs (80-99 %) obtenues dans les études de référence à cet égard (Lindqvist, 1991; Lasorsa et Allen-Gil, 1995).

Figure 3.25 Relation entre les teneurs en mercure dans la chair et d’autres parties de poissons pour les principales espèces du complexe La Grande

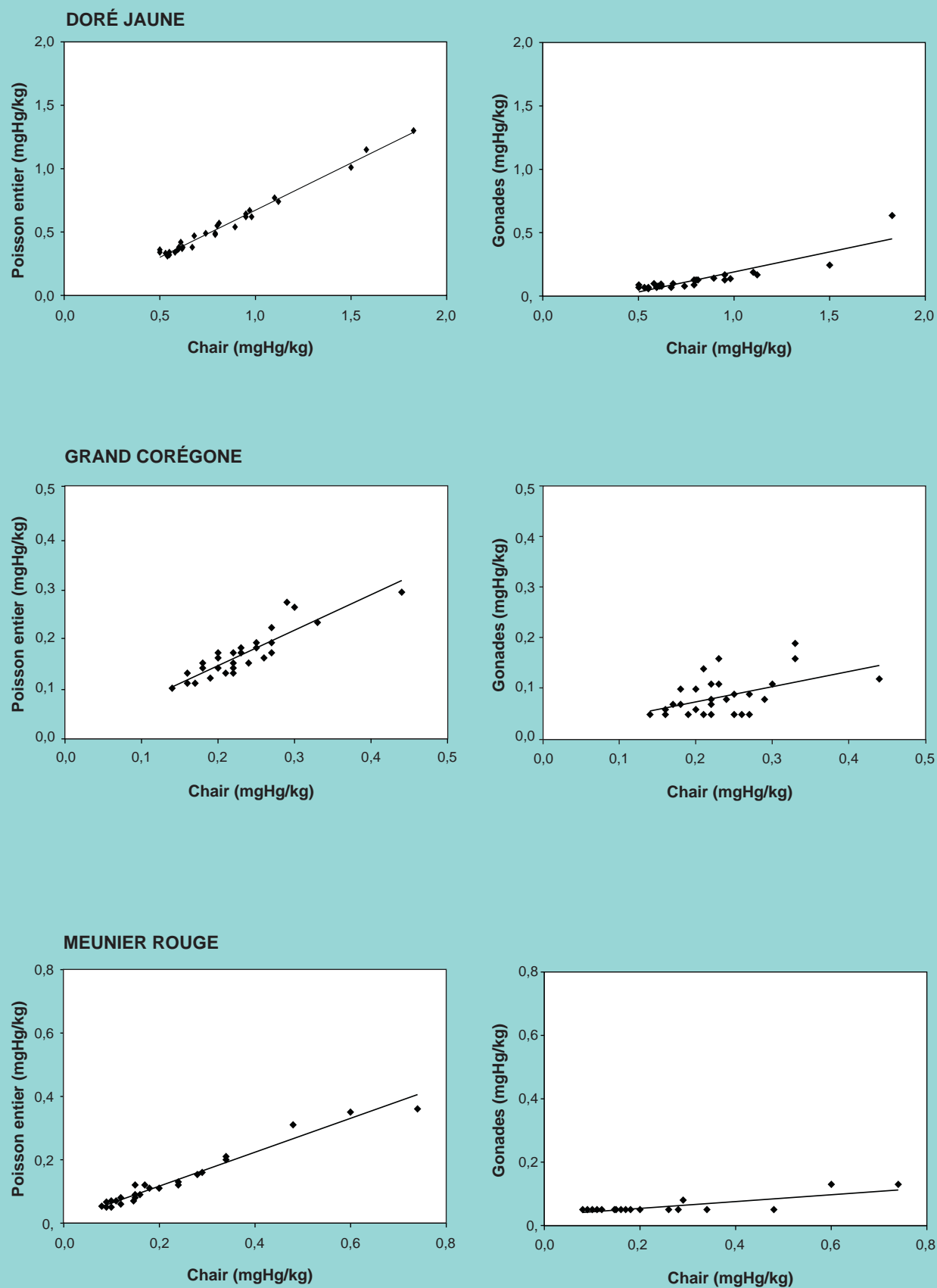
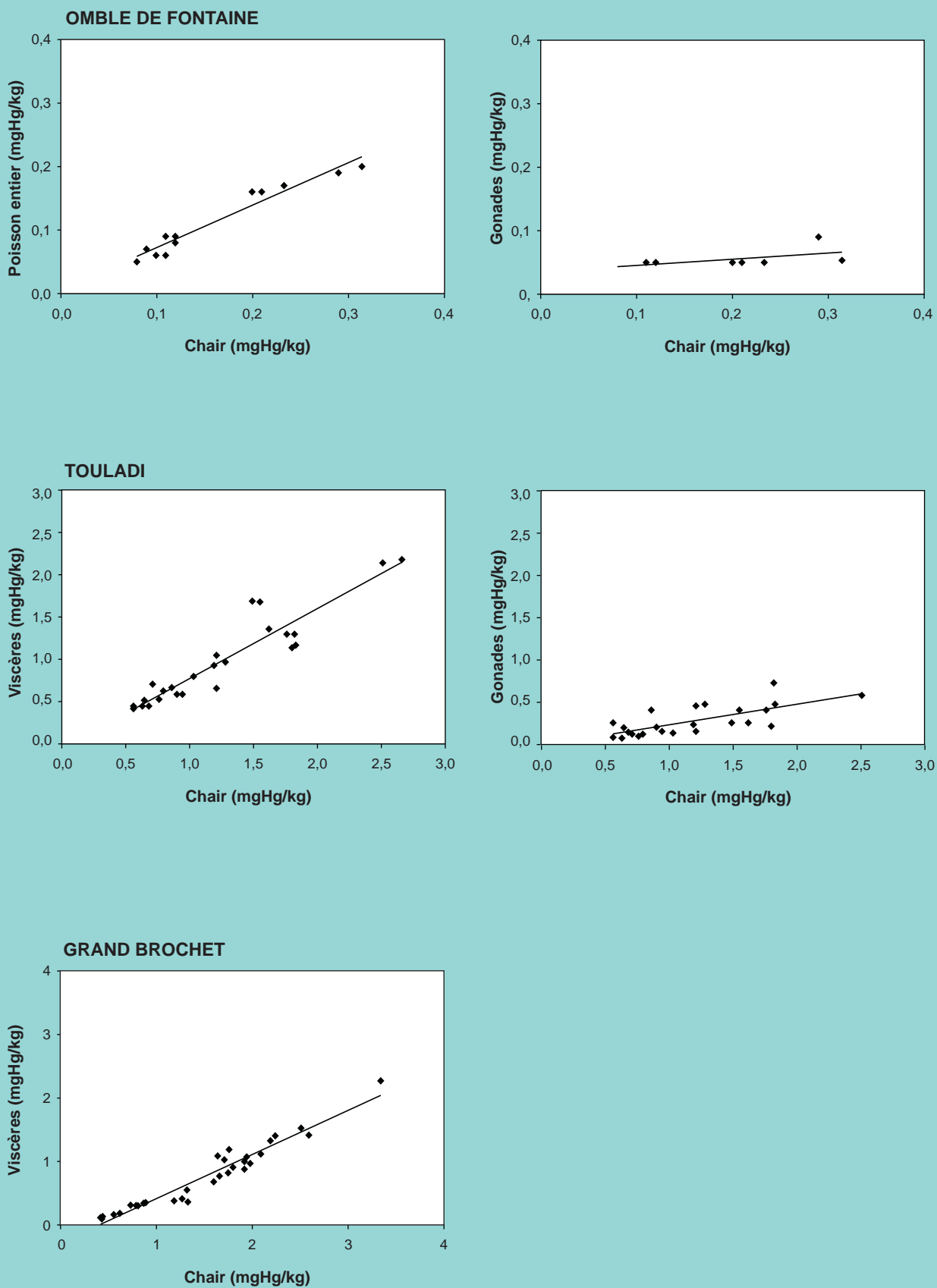


Figure 3.25 Relation entre les teneurs en mercure dans la chair et d'autres parties de poissons pour les principales espèces du complexe La Grande (suite)



A077_suf3_25_geq_032_relation_131028.fh10

Tableau 3.10. Proportion de méthylmercure dans les teneurs en mercure total mesurées dans la chair et d'autres parties de poisson pour les principales espèces des bassins des rivières Eastmain et Rupert.

Espèce	Nombre	Partie de poisson	Proportion de méthylmercure (%)	I. C. ¹ (%)	Étendue des proportions individuelles (%)
Doré jaune	14	Chair	100	2	106-120
Doré jaune	21	Gonades	97	6	66-117
Doré jaune	10	Poisson entier	100	4	101-120
Grand brochet	29	Viscères	97	6	59-119
Grand corégone	17	Chair	100	5	87-120
Grand corégone	29	Gonades	81	6	51-110
Grand corégone	6	Poisson entier	100	8	98-120
Touladi	15	Viscères	99	8	68-117

¹ I.C. = intervalle de confiance ($p < 0,05$).

3.7.6 Profil nutritionnel des poissons

Afin de déterminer les teneurs des principaux nutriments présents dans les poissons, plusieurs campagnes de mesures ont été réalisées entre 1998 et 2002 (Therrien et Schetagne, 2001a et Lucas *et al.*, 2003). La connaissance du profil nutritionnel des poissons a permis de mettre en perspective les bénéfices pour la santé que procure la consommation de poissons, par rapport au risque potentiel que représente le mercure qu'ils contiennent.

Les cinq principales espèces de poissons du complexe La Grande, d'intérêt pour la pêche sportive ou de subsistance (le grand corégone, le grand brochet, le touladi, le doré jaune et l'omble de fontaine), ont été analysées pour la détermination de leur contenu en nutriments selon la saison de collecte, le moment de fraie, le milieu (naturel ou modifié) et le secteur (Est ou Ouest). Les résultats révèlent que la valeur nutritive des poissons du complexe La Grande varie beaucoup entre les espèces, mais très peu à l'intérieur de chaque espèce selon la saison de collecte, le moment de fraie, le milieu ou le secteur.

Le tableau 3.11 présente les teneurs moyennes obtenues pour les principaux nutriments de chaque espèce de poisson. La teneur en nutriments est exprimée à la fois en poids, soit g ou mg par repas (portion de 230 g), et en pourcentage de la valeur quotidienne (% VQ). Les VQ présentées dans ce tableau correspondent dans l'ensemble aux recommandations du *Guide alimentaire canadien*. Elles représentent les quantités déterminées de nutriments que nous devons consommer à tous les jours afin de fournir à notre organisme les éléments essentiels à son bon fonctionnement. Il n'existe pas de VQ pour les acides gras oméga-3. Par contre, un groupe d'experts de l'International Society for the Study of Fatty Acids and Lipids (ISSFAL) a estimé en 1999 que l'apport adéquat minimal en acide eicosapentanoïque (EPA) et en acide docosahexanoïque (DHA) pour les adultes se situerait à environ 440 mg par jour.

Tableau 3.11 Contenu nutritionnel des espèces de poissons du complexe La Grande exprimé pour une portion comestible de 230 grammes et en pourcentage de la valeur quotidienne (%VQ)

Espèces de poissons											
Nutriment (unité)	VQ pour hommes âgés 25 à 50 ans	Grand corégone		Grand brochet		Omble de fontaine		Touladi		Doré jaune	
		Contenu	% VQ	Contenu	% VQ	Contenu	% VQ	Contenu	% VQ	Contenu	% VQ
		nutritionnel dans 230 g	dans 230 g	nutritionnel dans 230 g	dans 230 g	nutritionnel dans 230 g	dans 230 g	nutritionnel dans 230 g	dans 230 g	nutritionnel dans 230 g	dans 230 g
Source faible											
Vitamine A (UI)	2 997	21	0,7	27	0,9	27	0,9	24	0,8	21	0,7
Calcium (mg)	1 000	27	3	89	9	17	2	30	3	44	4
Fer (mg)	14	0,8	6	0,5	3	0,9	6	0,8	6	0,6	4
Sodium (mg)	< 2 400	94	4	84	3	52	2	72	3	79	3
Zinc (mg)	9	1,0	11	1,1	12	1,0	12	1,0	11	1,1	12
Magnésium (mg)	420	52	12	56	13	56	13	48	11	57	14
Acides gras totaux (g)	< 65	2,0	3	1,2	2	2,6	4	6,2	10	2,6	4
Acides gras saturés (g)	< 20	0,5	3	0,3	1	0,7	3	1,5	7	0,6	3
Source moyenne											
Potassium (mg)	3 500	875	25	784	22	932	27	823	24	863	25
Iode (mg)	0,16	0,04	25	0,07	42	0,02	14	0,07	46	0,13	81*
Source élevée											
Protéines (g)	61	42	69	43	71	44	72	42	69	43	70
Sélénium (mg)	0,05	0,06	124	0,06	113	0,12	236	0,08	152	0,06	126
EPA+DHA (mg)	440	500	114	411	94	544	124	955	217	687	156
Vitamine D (UI)	200	261	131	286	143	345	173	258	129	271	135
Source : CCSSSBJ, CRSSSBJ et Hydro-Québec (2013).											

Source : CCSSSBJ, CRSSSBJ et Hydro-Québec (2013).

Par rapport aux poissons marins, les poissons d'eau douce du complexe La Grande peuvent être qualifiés de maigres, car leur composition est caractérisée par une forte teneur en protéines et par une teneur en lipides peu élevée (< 5 %). La consommation de ces poissons contribue favorablement aux apports quotidiens en protéines, en vitamine D, en sélénium, en iode et en potassium. Ces poissons sont aussi une importante source d'acides gras oméga-3, plus spécifiquement l'EPA et le DHA. En effet, les aliments peuvent être classés de la manière suivante, selon la proportion de la VQ qu'ils fournissent pour un nutriment : une source faible, à moins de 20 % de la VQ, moyenne, entre 20 et 60 %, et élevée à plus de 60 %.

Ainsi, les poissons du complexe La Grande constituent une source faible de vitamine A, de calcium, de fer, de sodium, de zinc, de magnésium, d'acides gras saturés et totaux. Par contre, ils présentent un apport moyen en potassium et en iode et sont une source élevée en vitamine D, en protéines, en sélénium et en acides gras oméga-3 (EPA et DHA).

Les teneurs en nutriments des poissons du complexe La Grande se comparent très bien à celles des poissons du Lac Saint-Pierre tirées du projet Saint-Laurent Vision 2000 (Lucas *et al.*, 2003). En effet, en utilisant le test t de Student pour deux échantillons indépendants, aucune différence significative n'a été observée pour les niveaux d'EPA et de DHA, de lipides, d'acides gras saturés, de protéines, de fer, de zinc, de magnésium et de sélénium dans la chair du grand corégone, du grand brochet et du doré jaune. La seule différence significative qui a été détectée concerne la vitamine D dans le grand corégone, dont les teneurs étaient plus faibles dans ceux du complexe La Grande.

4. GESTION DU RISQUE

Malgré la présence du mercure, les poissons provenant de la majorité des milieux du complexe La Grande peuvent être consommés régulièrement de façon à bénéficier de leur excellente valeur nutritive (Hydro-Québec *et al.*, 2013). Les organismes de santé publique suggèrent, selon la teneur moyenne en mercure dans les poissons de différentes espèces, un nombre maximum de repas par mois que l'on peut consommer sans dépasser le niveau d'exposition au mercure recommandé pour prévenir tout effet du mercure sur la santé.

Les différents aspects méthodologiques relatifs à la détermination du nombre sécuritaire de repas par mois préconisé par les organismes de santé publique sont détaillés à la section 2.4. Il importe de rappeler que, pour les adultes en général, le nombre de repas recommandé entraîne une exposition au mercure à long terme d'environ 5 à 7 ppm dans les cheveux, alors que les premiers effets cliniques d'une intoxication au mercure apparaîtraient à 50 ppm chez 5 % des personnes les plus sensibles (OMS, 1972). Il s'agit donc de recommandations très sécuritaires.

Ce chapitre présente :

- Les répercussions sur la consommation qu'a eu l'augmentation temporaire des teneurs en mercure dans les poissons des milieux aménagés du complexe La Grande, selon le nombre de repas par mois préconisé par Santé Canada et Santé Québec.
- Les recommandations de consommation actuellement suggérées à la lumière des teneurs en mercure des poissons mesurées en 2012.

4.1 Répercussions sur la consommation de poissons

Le tableau 4.1 et les figures 4.1 à 4.4 permettent d'illustrer l'ampleur et la durée des répercussions sur la consommation de poissons causées par l'augmentation des teneurs en mercure observée dans les différents milieux aménagés du complexe La Grande, soit les réservoirs, l'aval immédiat des réservoirs, les voies de dérivation et les tronçons de rivière à débit réduit. Pour chacun des types de milieux, ces figures présentent les effets maximums sur la consommation des principales espèces de poissons par les pêcheurs sportifs et les pêcheurs de subsistance; il s'agit donc des milieux touchés par une seule mise en eau pour lesquels les teneurs en mercure ont atteint les valeurs les plus élevées par espèce et par secteur.

Tableau 4.1. Recommandations de consommation des principales espèces de poissons selon les teneurs moyennes en mercure obtenues dans les milieux modifiés du complexe La Grande

Milieu	Grand corégone (500 mm)			Grand brochet (800 mm)			Doré jaune (500 mm)			Touladi (600 mm)		
	Étendue en milieu naturel	Maximum	Dernier relevé	Retour	Étendue en milieu naturel	Maximum	Dernier relevé	Retour	Étendue en milieu naturel	Maximum	Dernier relevé	Retour
Réservoirs												
Robert-Bourassa	0,08 - 0,34	0,69	0,26	Oui	0,37 - 1,22	4,19	2,02	Non	0,55 - 1,47	3,61	1,65	Oui
Opinaca	0,08 - 0,34	0,60	0,31 ²	Oui	0,37 - 1,22	3,50	2,04 ²	Non	0,55 - 1,47	2,93	1,75 ²	Oui
La Grande 3	0,08 - 0,34	0,60	0,37	Oui	0,37 - 1,22	5,47	1,59	Oui	0,55 - 1,47	2,55 ⁶	1,54	Oui
La Grande 4	0,15 - 0,41	0,32	0,22	Oui	0,59 - 1,28	1,97	1,44	Oui				
Caniapiscou	0,15 - 0,41	0,39	0,25	Oui	0,59 - 1,28	2,17	1,43	Oui				
La Grande 1	0,08 - 0,34	1,92	0,28	Oui	0,37 - 1,22	6,25	1,03	Oui	0,52 - 1,11	n.d.	0,97 ⁷	Oui
Laforge 1	0,15 - 0,41	0,44	0,22	Oui	0,59 - 1,28	2,06	2,06	Non	0,52 - 1,11	1,85	1,12	Oui
Laforge 2	0,15 - 0,41	0,40	0,27	Oui	0,59 - 1,28	2,73	1,18	Oui				
Aval immédiat des réservoirs												
Robert-Bourassa aval	0,08 - 0,34	2,14	0,50	Non	0,37 - 1,22	5,92	1,60 ⁵	Oui	0,55 - 1,47	2,43 ⁶	1,61	Oui
Opinaca aval	0,08 - 0,34	1,13	0,43 ²	Oui	0,37 - 1,22	3,15	2,04 ²	Non	0,55 - 1,47	3,14	1,86 ²	Oui
Caniapiscou aval	0,15 - 0,41	0,52	0,27	Oui	0,59 - 1,28	2,74	1,08	Oui	0,52 - 1,11	2,81	0,98	Oui
Laforge 1 aval	0,15 - 0,41	0,46	0,33	Oui	0,59 - 1,28	2,14	1,54	Oui	0,52 - 1,11			
Voies de dérivation												
EOL	0,08 - 0,34	0,80	0,26 ³	Oui	0,37 - 1,22	4,62	3,23	Non	0,55 - 1,47	3,17	2,11	Non
Rivières à débit réduit												
Caniapiscou ¹	0,15 - 0,41	0,58	0,05-0,17 ⁴	Oui								

Note : Les couleurs indiquent les recommandations de consommation en nombre de repas par mois et les concentrations en mercure correspondantes :

Sans restriction (> 12 repas/mois)	≤ 0,29 mg/kg
8 repas/mois	0,30 à 0,49 mg/kg
4 repas/mois	0,50 à 0,99 mg/kg
2 repas/mois	1,00 à 1,99 mg/kg
1 repas/mois	2,00 à 3,75 mg/kg
< 1 repas/mois	> 3,75 mg/kg

1 : Les données proviennent de 3 stations échantillonnées à 100, 275 et 355 km du réservoir Caniapiscou (section 3.5.4).

2 : Échantillonnage en 2011.

3 : Échantillonnage en 2008.

4 : Échantillonnage en 1995. Étendue des valeurs obtenues aux 3 stations échantillonnées (section 3.5.4).

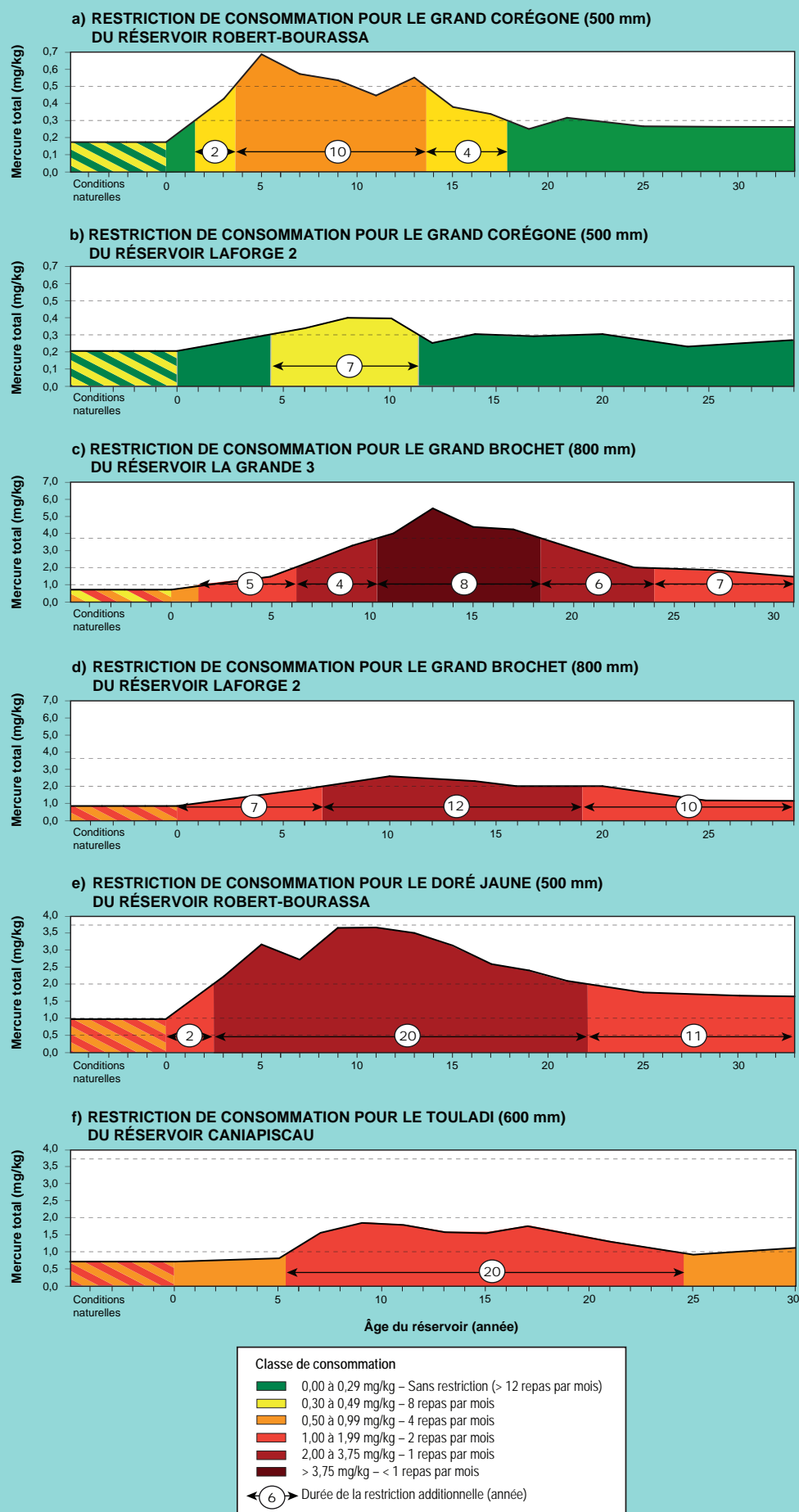
5 : Valeur probable selon la teneur obtenue pour les grands brochets de 700 mm.

6 : Absence de données l'année du pic selon les résultats pour les autres espèces.

7 : Valeur calculée pour une longueur de 700 mm.

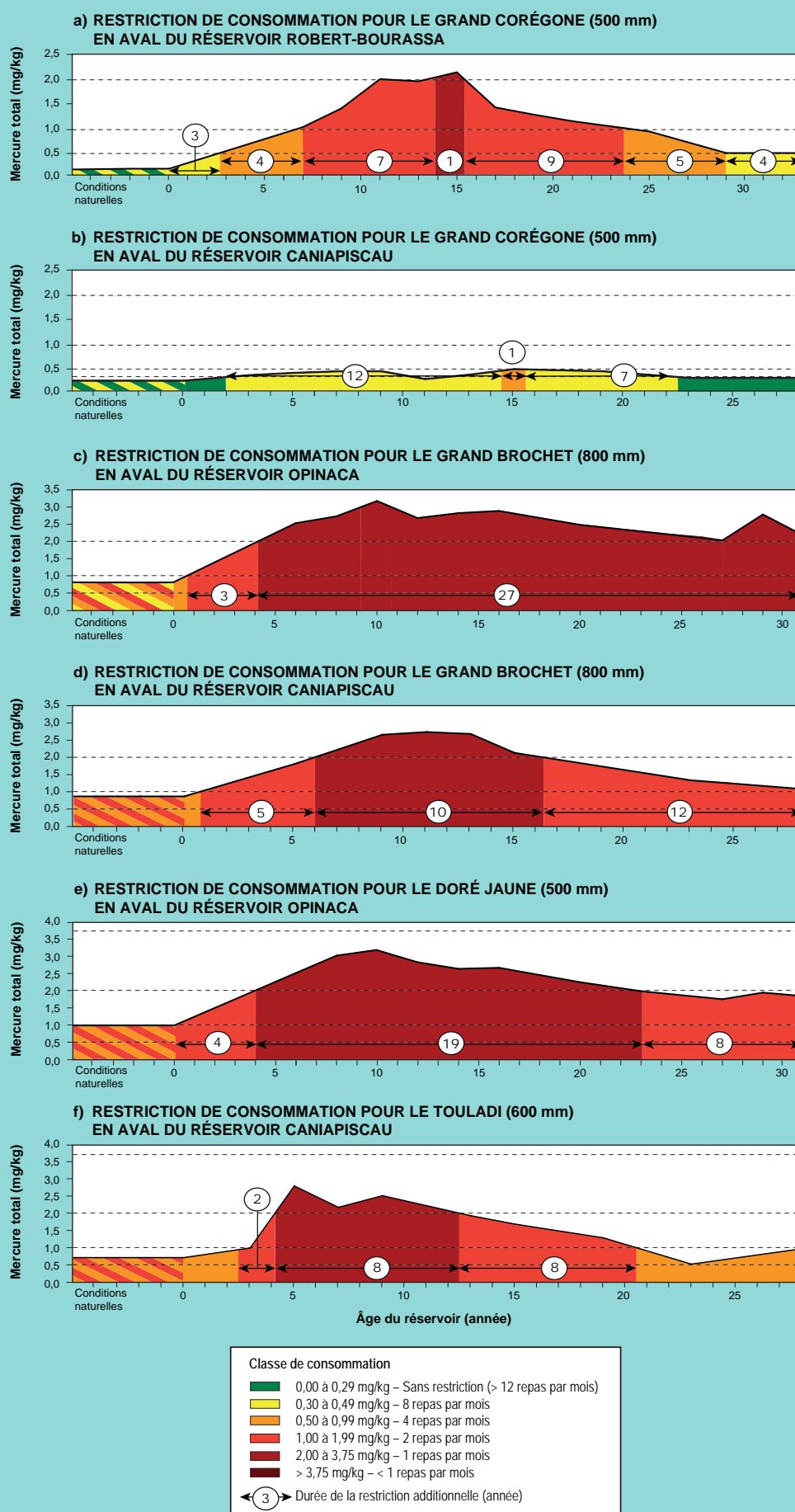
n.d. : Non disponible, trop d'absences de données dans la série temporelle.

Figure 4.1 Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons des réservoirs du complexe La Grande pour les adultes en général



A077_sul4_1_geq_025_restrconso_131105.ai

Figure 4.2 Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons immédiatement en aval des réservoirs du complexe La Grande pour les adultes en général



A077_suf4_2_geq_026_restrconso_131107.ai

Figure 4.3 Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande pour les adultes en général

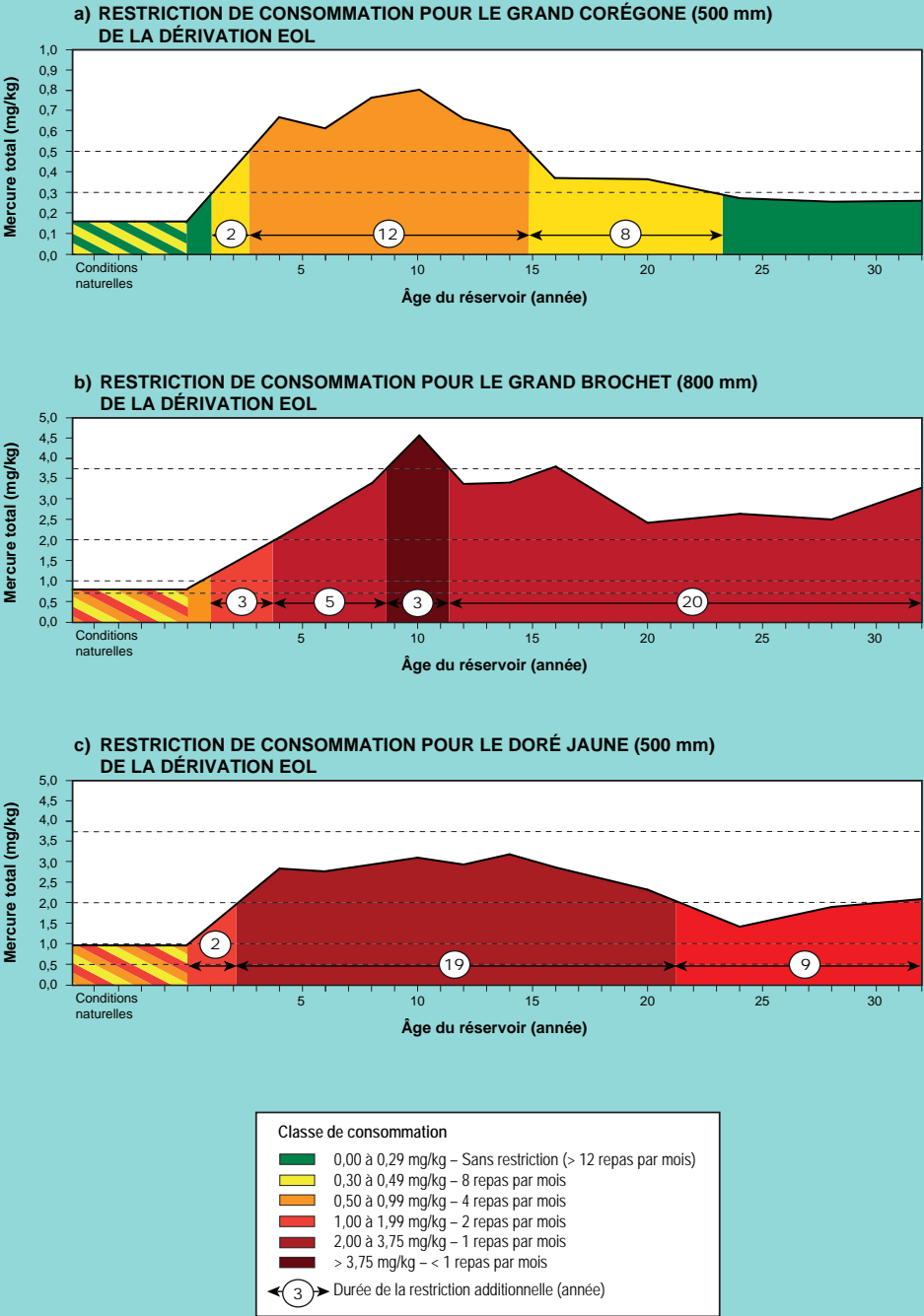
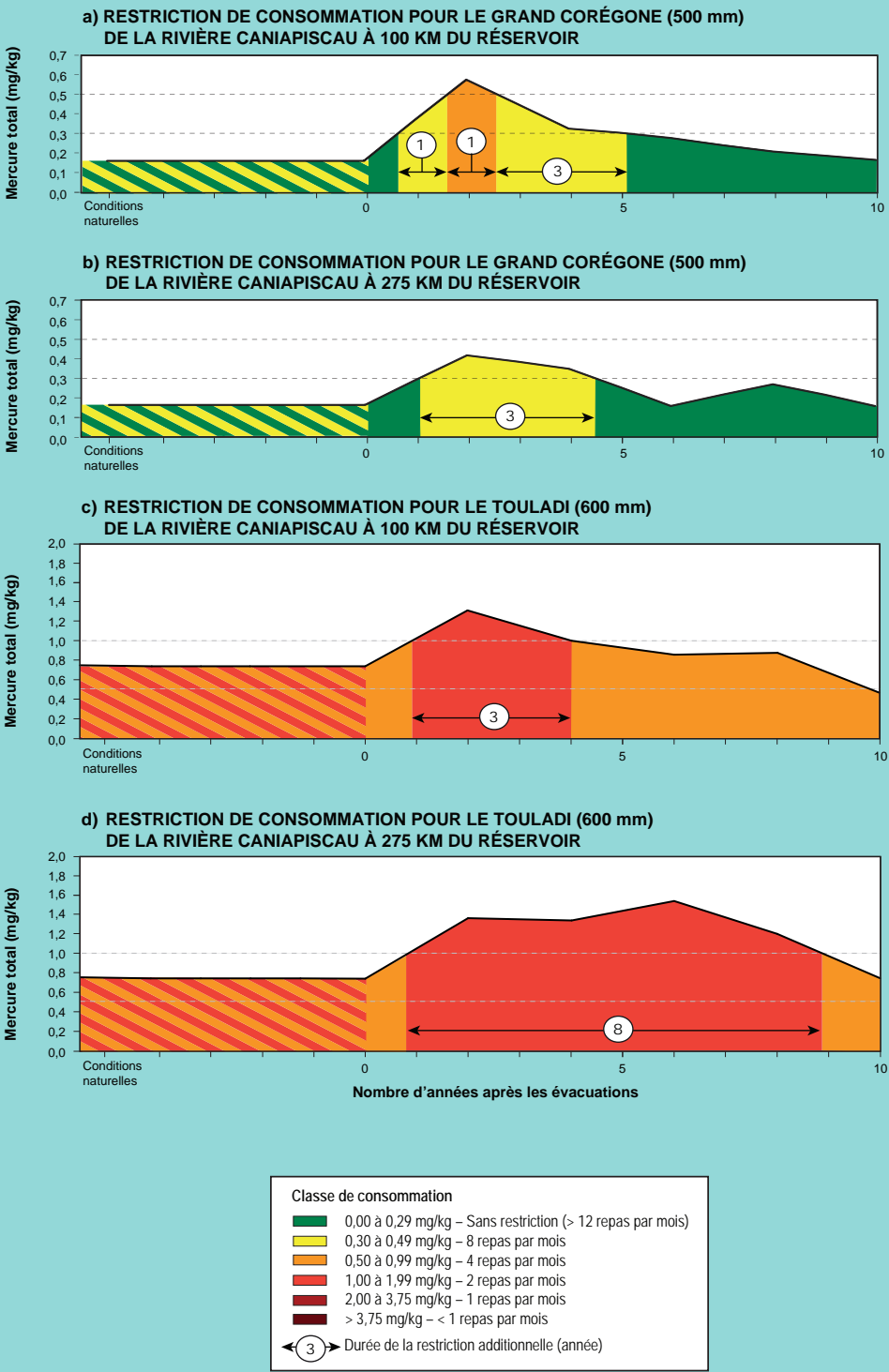


Figure 4.4 Restrictions additionnelles à la consommation des principales espèces de poissons du tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscou après la coupure et pour les adultes en général



Il est à noter que les longueurs de consommation considérées pour le calcul du nombre de repas par mois recommandé correspondent aux longueurs moyennes des poissons capturés dans le contexte des pêches cries réalisées au filet maillant. Pour la majorité des espèces, ces longueurs sont plus grandes que celles que le pêcheur sportif est susceptible de capturer, rendant les recommandations de consommation d'autant plus sécuritaires pour ce dernier (section 2.4.3.2).

Soulignons également qu'à cause de la grande variabilité dans les teneurs en mercure observée en milieu naturel, la recommandation de consommation préconisée pour chaque espèce peut varier grandement d'un lac naturel à un autre.

4.1.1 Réservoirs

Rappelons que cette section présente les cas où la restriction additionnelle a été la plus sévère.

Grand corégone

Pour les grands corégonos de 500 mm de longueur en lacs naturels, la recommandation de consommation varie d'une consommation sans restriction (correspondant à plus de 12 repas par mois) à un maximum de 8 repas par mois, selon le lac considéré.

Pour les grands corégonos du **réservoir Robert-Bourassa** (figure 4.1a), la hausse des teneurs a entraîné une restriction additionnelle à ces recommandations pour une période de 10 ans, la recommandation passant à 4 repas par mois. Par rapport à la majorité des lacs naturels, pour lesquels la consommation est sans restriction, les restrictions additionnelles à la consommation ont duré un total de 16 ans, soit à 8 repas par mois pendant 6 ans (durant les 3^e et 4^e années suivant la mise en eau, puis de la 15^e à la 18^e année), et à 4 repas par mois pendant 10 ans (de la 5^e à la 14^e année).

Pour les grands corégonos du **réservoir Laforge 2** (figure 4.1b), il n'y a pas eu de restriction additionnelle à la consommation par rapport à celle recommandée pour certain lacs naturels (8 repas par mois), mais il y a eu une diminution à 8 repas par mois pendant 7 ans (de la 5^e à la 11^e année suivant la mise en eau) par rapport à celle s'appliquant à la majorité des lacs naturels de la région.

Pour l'ensemble des réservoirs du complexe, incluant ceux touchés par plus d'une mise en eau, les restrictions additionnelles à la consommation de grands corégonos de 500 mm ont duré de 0 à 15 ans, selon le réservoir considéré, par rapport aux recommandations appliquées pour les lacs naturels de la région, qui varient d'une consommation sans restriction à un maximum de 8 repas par mois.

Grand brochet

Pour les grands brochets de 800 mm de longueur en lacs naturels, la recommandation de consommation varie d'une consommation maximale de 2 à 8 repas par mois selon le lac considéré.

Au **réservoir La Grande 3**, une restriction additionnelle à ces recommandations a été nécessaire pour une période de 18 ans (figure 4.1c). Par contre, par rapport à la majorité des lacs naturels, pour lesquels la recommandation est de 4 repas par mois, les restrictions additionnelles à la consommation de grands brochets s'échelonnent sur une période totale de 30 ans, soit à 2 repas par mois pendant 12 ans (de la 2^e à la 6^e, puis de la 25^e à la 31^e année suivant la mise en eau), à un repas par mois pendant 10 ans (de la 7^e à la 10^e, puis de la 19^e à la 24^e) et à moins de 1 repas par mois pendant 8 ans (de la 11^e à la 18^e). La teneur moyenne mesurée lors du dernier relevé (1,59 mg/kg; tableau 4.1), après 31 ans de mise en eau, correspond à 2 repas par mois, soit à la recommandation de consommation s'appliquant à certains lacs naturels de la région.

Au **réservoir Laforge 2**, une restriction additionnelle par rapport aux recommandations s'appliquant aux lacs naturels a été nécessaire pour une période de 12 ans (figure 4.1d). Toutefois, par rapport à la majorité des lacs naturels, les restrictions additionnelles à la consommation s'échelonnent sur une période totale de 29 ans, soit à 2 repas par mois pendant 17 ans (durant les 7 premières années, puis de la 20^e à la 29^e année suivant la mise en eau), et à un repas par mois pendant 12 ans (de la 8^e à la 19^e année). La teneur moyenne mesurée lors du dernier relevé (1,18 mg/kg; tableau 4.1), après 29 ans de mise en eau, correspond à une consommation de 2 repas par mois, soit à la recommandation de consommation s'appliquant à certains lacs naturels de la région.

Pour l'ensemble des réservoirs, les restrictions additionnelles à la consommation de grands brochets de 800 mm ont duré de 0 à 30 ans selon le réservoir considéré, par rapport aux recommandations appliquées aux lacs naturels de la région, qui varient de 2 à 8 repas par mois.

Doré jaune

Pour les dorés jaunes de 500 mm de longueur en lacs naturels, la recommandation de consommation varie de 2 à 4 repas par mois selon le lac considéré.

Au **réservoir Robert-Bourassa**, une restriction additionnelle à ces recommandations a été nécessaire pour une période de 20 ans (figure 4.1e). Par contre, par rapport à la majorité des lacs naturels, pour lesquels la recommandation est de 4 repas par mois, les restrictions additionnelles à la consommation de dorés jaunes s'échelonnent sur une période totale de 33 ans, soit à 2 repas par mois pendant 13 ans (pendant les 2 premières années, puis de la 23^e à la 33^e année suivant la mise en eau), et à un repas par mois pendant 20 ans (de la 3^e à la 22^e année). La teneur moyenne mesurée lors du dernier relevé (1,65 mg/kg; tableau 4.1), après 33 ans de mise en eau, correspond à 2 repas par mois, soit à la recommandation de consommation s'appliquant à certains lacs naturels de la région.

Pour l'ensemble des réservoirs où cette espèce est présente, les restrictions additionnelles à la consommation de dorés jaunes de 500 mm ont duré de 13 à 21 ans, selon le réservoir considéré, par rapport aux recommandations de consommation préconisées pour les lacs naturels de la région, qui varient de 2 à 4 repas par mois.

Touladi

Pour les touladis de 600 mm de longueur en lacs naturels, la recommandation de consommation varie de 2 à 4 repas par mois selon le lac considéré.

Au **réservoir Caniapiscau**, il n'y a pas eu de restriction additionnelle à ces recommandations (figure 4.1f). Par contre, par rapport à la majorité des lacs naturels, pour lesquels la recommandation est de 4 repas par mois, la recommandation a diminué à 2 repas par mois pendant 20 ans (soit de la 6^e à la 24^e année suivant la mise en eau). Les teneurs moyennes mesurées depuis la 25^e année oscillent entre 0,92 et 1,12 mg/kg, ce qui entraîne des recommandations de consommation comme celles s'appliquant aux lacs naturels de la région, soit de 2 à 4 repas par mois.

4.1.2 Aval immédiat des réservoirs

Il est à noter que cette section présente les cas où la restriction additionnelle a été la plus sévère.

Grand corégone

Par rapport à la majorité des lacs naturels, pour lesquels la consommation des grands corégones de 500 mm est sans restriction, les restrictions additionnelles à la consommation de ceux capturés à **l'aval immédiat du réservoir Robert-Bourassa** s'échelonnent sur une période de 33 ans (figure 4.2a). La recommandation a diminué à 8 repas par mois pendant 7 ans (durant les

3 premières années d'exploitation de la centrale, puis de la 30^e à la 33^e année), à 4 repas par mois pendant 9 ans (de la 4^e à la 7^e et de la 25^e à la 29^e année), à 2 repas par mois pendant 16 ans (de la 8^e à la 14^e, puis de la 16^e à la 24^e année), et même à 1 repas durant la 15^e année. Les teneurs moyennes mesurées lors des deux derniers relevés, après 29 et 33 ans d'exploitation (0,46 et 0,50 mg/kg), correspondent à des recommandations qui oscillent entre 8 et 4 repas par mois, selon les classes de consommation préconisées.

Pour les grands corégones capturés à **l'aval immédiat du réservoir Caniapiscou** (figure 4.2b), il y a eu une restriction à la consommation pendant une période de 20 ans par rapport à la majorité des lacs naturels pour lesquels la consommation était sans restriction (équivalent à plus de 12 repas par mois). La recommandation de consommation a diminué à 8 repas par mois pendant 19 ans (de la 3^e à la 14^e année d'exploitation de la dérivation, puis de la 16^e à la 22^e année) et à 4 repas par mois pendant la 15^e année. Les teneurs moyennes obtenues depuis la 23^e année permettent à nouveau une consommation sans restriction.

Aux différents milieux suivis à l'aval immédiat des centrales du complexe La Grande, les restrictions additionnelles à la consommation des grands corégones de 500 mm ont duré de 0 à 26 ans selon le cas, par rapport aux recommandations appliquées pour les lacs naturels de la région, qui varient d'une consommation sans restriction à un maximum de 8 repas par mois.

Grand brochet

À **l'aval immédiat du réservoir Opinaca**, une restriction additionnelle à la consommation de grands brochets s'applique depuis 30 ans par rapport à la recommandation s'appliquant à la majorité des lacs naturels, qui est de 4 repas par mois (figure 4.2c). La recommandation a diminué à 2 repas par mois pendant 3 ans (de la 2^e à la 4^e année suivant la mise en eau), puis à 1 repas par mois pendant 27 ans (de la 5^e à la 31^e année). La teneur moyenne mesurée lors du dernier relevé après 31 ans de mise en eau, soit 2,04 mg/kg (tableau 4.1), correspond à 1 repas par mois selon les classes de consommation préconisées, mais permet, dans les faits, 1,8 repas par mois.

À **l'aval immédiat du réservoir Caniapiscou**, une restriction additionnelle à la consommation de grands brochets s'applique depuis 27 ans par rapport à la recommandation préconisée pour la majorité des lacs naturels, qui est de 4 repas par mois (figure 4.2d). La recommandation a diminué à 2 repas par mois pendant 17 ans (de la 2^e à la 6^e, puis de la 17^e à la 28^e année suivant l'exploitation de la dérivation), et à 1 repas par mois pendant 10 ans (de la 7^e à la 16^e année). La teneur moyenne calculée lors du dernier relevé, après 28 ans de mise en eau, soit 1,08 mg/kg, correspond à une recommandation de 2 repas par mois, soit à la recommandation s'appliquant à certains lacs naturels de la région.

Doré jaune

À l'aval immédiat du réservoir **Opinaca**, une restriction additionnelle à la consommation de dorés jaunes s'applique depuis 31 ans par rapport à la consommation suggérée pour la majorité des lacs naturels, qui est de 4 repas par mois (figure 4.2e). La recommandation a diminué à 2 repas par mois pendant 12 ans (durant les 4 premières années, puis de la 24^e à la 31^e année suivant la mise en eau), et à 1 repas par mois pendant 19 ans (de la 5^e à la 23^e année). La teneur moyenne mesurée lors du dernier relevé (1,86 mg/kg; tableau 4.1), après 31 ans d'exploitation, correspond à une recommandation de 2 repas par mois, soit à la recommandation s'appliquant à certains lacs naturels de la région.

Touladi

À l'aval immédiat du réservoir **Caniapiscau**, une restriction additionnelle à la consommation de touladis s'est appliquée pendant 18 ans (figure 4.2f), par rapport à la recommandation préconisée pour la majorité des lacs naturels, qui est de 4 repas par mois. La recommandation a diminué à 2 repas par mois pendant 10 ans (durant les 4^e et 5^e années, puis de la 14^e à la 21^e année d'exploitation de la dérivation), et à 1 repas par mois pendant 8 ans (de la 6^e à la 13^e année). Les teneurs moyennes calculées après plus de 21 ans d'exploitation permettent à nouveau une consommation de 4 repas par mois.

Ainsi, les restrictions additionnelles à la consommation des poissons piscivores capturées à l'aval immédiat des centrales, ont varié de 10 à 27 ans selon le milieu suivi, par rapport recommandations appliquées pour les lacs naturels de la région, qui varient de 2 à 8 repas par mois selon le lac naturel considéré.

4.1.3 Dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande

Grand corégone

Par rapport à la majorité des lacs naturels, pour lesquels la consommation des grands corégones de 500 mm est sans restriction, les restrictions additionnelles à la consommation de ceux capturés à la station du **lac Sakami**, située sur le parcours des eaux de la dérivation EOL, s'échelonnent sur une période de 22 ans (figure 4.3a). La recommandation a diminué à 8 repas par mois pendant 10 ans (durant les 2^e et 3^e, puis de la 16^e à la 23^e année d'exploitation de la dérivation) et à 4 repas par mois pendant 12 ans (de la 4^e à la 15^e année). Les teneurs moyennes obtenues depuis la 23^e année permettent à nouveau une consommation sans restriction.

Grand brochet

Au **lac Sakami**, une restriction additionnelle à la consommation de grands brochets (de 800 mm) s'applique depuis 31 ans par rapport à la recommandation préconisée pour la majorité des lacs naturels, qui est de 4 repas par mois (figure 4.3b). La recommandation a diminué à 2 repas par mois pendant 3 ans (de la 2^e à la 4^e année après l'exploitation de la dérivation), à 1 repas par mois pendant 25 ans (de la 5^e à la 9^e année, puis de la 13^e à la 32^e année) et à moins de 1 repas par mois, de la 10^e à la 12^e année. La teneur moyenne mesurée lors du dernier relevé, après 32 ans d'exploitation, soit 3,23 mg/kg (tableau 4.1), correspond encore à 1 repas par mois selon les classes de consommation préconisées.

Doré jaune

Au **lac Sakami**, une restriction additionnelle à la consommation de dorés jaunes s'est appliquée pendant 19 ans par rapport aux recommandations suggérés pour les lacs naturels, qui varient de 2 à 4 repas par mois (figure 4.3c). Par contre, par rapport à la consommation suggérée pour la majorité des lacs naturels, qui est de 4 repas par mois, des restrictions additionnelles s'appliquent depuis le début de l'exploitation de la dérivation. La recommandation a ainsi diminué à 2 repas par mois pendant 11 ans (durant les 2 premières années, puis de la 22^e à la 30^e année d'exploitation), et à 1 repas par mois pendant 19 ans (de la 3^e à la 21^e année). La teneur moyenne mesurée lors du dernier relevé, après 32 ans d'exploitation, soit 2,11 mg/kg (tableau 4.1), correspond encore à une recommandation de 1 repas par mois selon les classes de consommation préconisées mais permet, dans les faits, 1,8 repas par mois.

4.1.4 Tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscau.

Grand corégone

À la suite des évacuations de l'eau du réservoir Caniapiscau dans le tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscau, il y a eu très peu de restrictions à la consommation de grands corégonos de 500 mm. Par rapport à la consommation suggérée pour la majorité des lacs naturels de la région, qui est sans restriction, des restrictions à la consommation ont été recommandées pendant 3 à 5 ans respectivement aux stations **Eaton amont** (située à 100 km en aval du réservoir) et **Cambrien** (située à 275 km en aval). Pour les grands corégonos capturés à la station **Eaton amont** (figure 4.4a), une consommation maximale de 8 repas par mois a été recommandée durant la première année après les évacuations, puis de la 3^e à la 5^e année, alors qu'une consommation maximale de 4 repas par mois a été recommandée pour la 2^e année. Pour les

grands corégones pêchés au **lac Cambrien** (figure 4.4b), une restriction à 8 repas par mois a été appliquée de la 2^e à la 4^e année seulement. À la station **Calcaire**, située à 355 km en aval du réservoir Caniapiscou, il n'y a pas eu d'augmentation significative des teneurs en mercure, de sorte que la consommation des grands corégones est demeurée sans restriction.

Touladi

À la suite des évacuations de l'eau du réservoir Caniapiscou dans le tronçon à débit réduit de la rivière Caniapiscou, il n'y a pas eu de restriction additionnelle à la consommation de touladis de 600 mm par rapport aux restrictions s'appliquant aux lacs naturels de la région, qui varient de 2 à 4 repas par mois. Par contre, par rapport à la recommandation suggérée pour ceux capturés dans la majorité des lacs naturels de la région, qui est de 4 repas par mois, une restriction à un maximum de 2 repas par mois s'est appliquée durant 3 à 8 ans respectivement aux stations **Eaton amont et Cambrien** (figures 4.4c et 4.4d). À la station **Calcaire** située à 355 km en aval du réservoir Caniapiscou, il n'y a pas eu d'augmentation significative des teneurs en mercure, de sorte qu'il n'y a pas eu de restrictions additionnelles à la consommation de touladis par rapport aux fréquences recommandées pour les différents lacs naturels de la région.

4.2 Consommation de poissons selon les teneurs mesurées en 2012

Les teneurs moyennes en mercure mesurées en 2012 dans les poissons des milieux aménagés du complexe La Grande sont beaucoup plus faibles que les teneurs maximales enregistrées pour les différents milieux suivis. Le tableau 4.1 montre que pour la grande majorité des espèces de poissons et des milieux, elles permettent dorénavant des fréquences de consommation équivalentes à celles recommandées pour les lacs naturels de la région. Soulignons que pour le réservoir Opinaca, son aval immédiat et la dérivation EOL, les données les plus récentes ont été obtenues en 2011.

Grands corégones

Les teneurs moyennes obtenues, lors du dernier relevé pour les grands corégones de 500 mm de **tous les milieux suivis**, permettent une consommation équivalente à celles recommandées pour les milieux naturels de la région, soit une consommation sans restriction ou un maximum de 8 repas par mois (tableau 4.1). La seule exception concerne les grands corégones capturés à l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa, pour lesquels la teneur moyenne obtenue, soit 0,50 mg/kg, correspond à la limite inférieure de la classe de consommation de 4 repas par mois (de 0,50 à 0,99 mg/kg), mais qui, dans les faits, permet une consommation maximale de 7,5 repas par mois.

Grands brochets

Les teneurs moyennes obtenues, lors du dernier relevé pour les grands brochets de 800 mm dans la majorité des **réservoirs** du complexe la Grande, permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour certains lacs naturels de la région, soit un maximum de 2 repas par mois (tableau 4.1). Les exceptions concernent les grands brochets des réservoirs Robert-Bourassa, Opinaca et Laforge 1, pour lesquels les teneurs moyennes obtenues en 2012 (2,02 à 2,06 mg/kg) correspondent à la limite inférieure de la classe de consommation de 1 repas par mois (de 2,00 à 3,75 mg/kg), mais qui, dans les faits, permettent une consommation maximale de 1,8 repas par mois. Pour ce qui est de **l'aval immédiat des réservoirs** suivis, les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour certains lacs naturels de la région, soit un maximum de 2 repas par mois (tableau 4.1). La seule exception concerne l'aval immédiat du réservoir Opinaca, pour lequel la teneur moyenne obtenue en 2011 (2,04 mg/kg) correspond à la classe de consommation de 1 repas par mois, mais, dans les faits, permet une consommation maximale de 1,8 repas par mois. Au **lac Sakami**, la teneur moyenne obtenue en 2011, lors de la dernière campagne de relevé (3,23 mg/kg) correspond encore à la classe de consommation de 1 repas par mois.

Dorés jaunes

Les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé pour les dorés jaunes de 500 mm pêchés dans **tous les milieux suivis** permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour certains lacs naturels de la région, soit un maximum de 2 repas par mois (tableau 4.1), à l'exception de ceux capturés au lac Sakami, pour lesquels la teneur moyenne obtenue en 2011 (2,11 mg/kg) correspondent à la classe de consommation de 1 repas par mois mais permet, dans les faits, 1,8 repas par mois.

Touladis

Les teneurs moyennes obtenues lors des derniers relevés pour les touladis de 600 mm pêchés dans **tous les milieux suivis** permettent une consommation équivalente à celles recommandées pour les lacs naturels de la région, soit un maximum de 2 à 4 repas par mois (tableau 4.1).

Lottes

Les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé pour les lottes de 500 mm pêchés dans **tous les milieux suivis** permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour les lacs naturels de la région, soit un maximum de 4 repas par mois (figure 3.11).

4.3 Guide alimentaire des poissons de la région de la Baie-James

Une version révisée du guide alimentaire de 2004 a été produite en 2013 pour deux principales raisons. Premièrement, la diminution des teneurs en mercure des poissons des milieux aménagés lors des phases I et II du complexe La Grande est telle que, pour la grande majorité des espèces de poissons et des milieux, les teneurs moyennes obtenues lors des derniers relevés permettent dorénavant des fréquences de consommation équivalentes à celles recommandées pour les lacs naturels de la région. Elles permettent donc une plus grande consommation de poissons, par rapport aux recommandations préconisées en 2004. Deuxièmement, dans les milieux touchés par les aménagements de la phase III du complexe La Grande, soit les réservoirs Opinaca et de l'Eastmain 1, les biefs de la dérivation Rupert, ainsi que les tronçons des rivières Lemare et Nemiscau en aval de la dérivation, les teneurs en mercure sont encore généralement en hausse et nécessitent au contraire des restrictions additionnelles à la consommation.

Le guide alimentaire de 2013 (Hydro-Québec *et al.*, 2013) porte donc sur les milieux touchés par les phases I, II et III du complexe La Grande, ainsi que sur les milieux naturels de la région. Il a été produit conjointement par le CCSSSBJ, le CRSSSBJ, Hydro-Québec Production, l'Institut national de santé publique du Québec, l'Association crie de pourvoirie et de tourisme, et le Centre de recherche du CHU de Québec. Ce sont les organismes de santé publique qui décident des recommandations de consommation à faire aux pêcheurs sportifs et aux pêcheurs de subsistance.

Le mercure contenu dans le poisson peut, à des doses élevées, affecter le système nerveux humain. Par contre, aux teneurs mesurées dans les poissons de la région de la Baie-James, les organismes locaux de santé publique considèrent que les bénéfices de la consommation de poissons pour la santé sont de loin supérieurs aux risques, et que les poissons demeurent donc excellents pour la santé. C'est pourquoi le guide alimentaire est surtout axé sur la promotion de la consommation de poissons. Il met l'emphasis sur les qualités nutritives du poisson et sur ses bienfaits pour la santé. Il permet également de rassurer les consommateurs en regard du mercure et d'autres contaminants.

Il renferme également une foule de renseignements pour intéresser les amateurs de pêche, comme l'habitat préféré des principales espèces de poissons, les périodes productives pour la pêche, les leurres les plus efficaces, le record de prise, la saveur de la chair et, bien sûr, de nombreuses recettes pour mieux savourer les produits de la pêche. Il est disponible en français et en anglais. Il a été distribué dans tous les foyers cris, ainsi qu'aux pourvoyeurs et aux associations de pêcheurs de la région La Grande Rivière.

4.3.1 Principaux messages aux consommateurs du guide 2013

Les principaux messages suivants sont transmis aux consommateurs de poissons.

Pour la majorité des adultes (à l'exception des femmes enceintes et celles qui peuvent le devenir bientôt) :

- Si vous consommez des poissons de la région de la Baie-James moins d'une fois par semaine, vous ne devriez pas vous préoccuper du mercure. Vous pouvez continuer à profiter des bienfaits des poissons pour la santé.

Pour les grands consommateurs de poissons :

- Si vous consommez des poissons plus d'une fois par semaine, tout au long de l'année, vous devriez être prudent et consulter les recommandations de consommation de poissons présentés dans ce guide (cartes 4.1 à 4.5). Les cartes de ce guide vous informeront sur la fréquence de consommation à respecter afin de ne pas dépasser le niveau d'exposition recommandé par les organismes de santé publique du Québec.

Pour les femmes enceintes, celles qui peuvent le devenir bientôt et les enfants de moins de 13 ans :

- Les femmes enceintes doivent se procurer suffisamment d'acides gras oméga-3 pendant et après leur grossesse. Les oméga-3, qui se retrouvent en bonne quantité dans les poissons, permettent un développement optimal du cerveau, du système nerveux et de la vue du bébé. Aussi, les autorités de santé publique du Québec recommandent aux femmes enceintes, et à celles qui peuvent le devenir bientôt, de consommer au moins 2 repas par semaine de poissons à faibles teneurs en mercure (indiqués par une pastille verte dans ce guide). Les femmes enceintes et celles qui peuvent le devenir bientôt devraient éviter de consommer les poissons prédateurs, comme les grands brochets, les dorés jaunes, les touladis (truites grises) et les lottes.

4.3.2 Recommandations de consommation du guide 2013

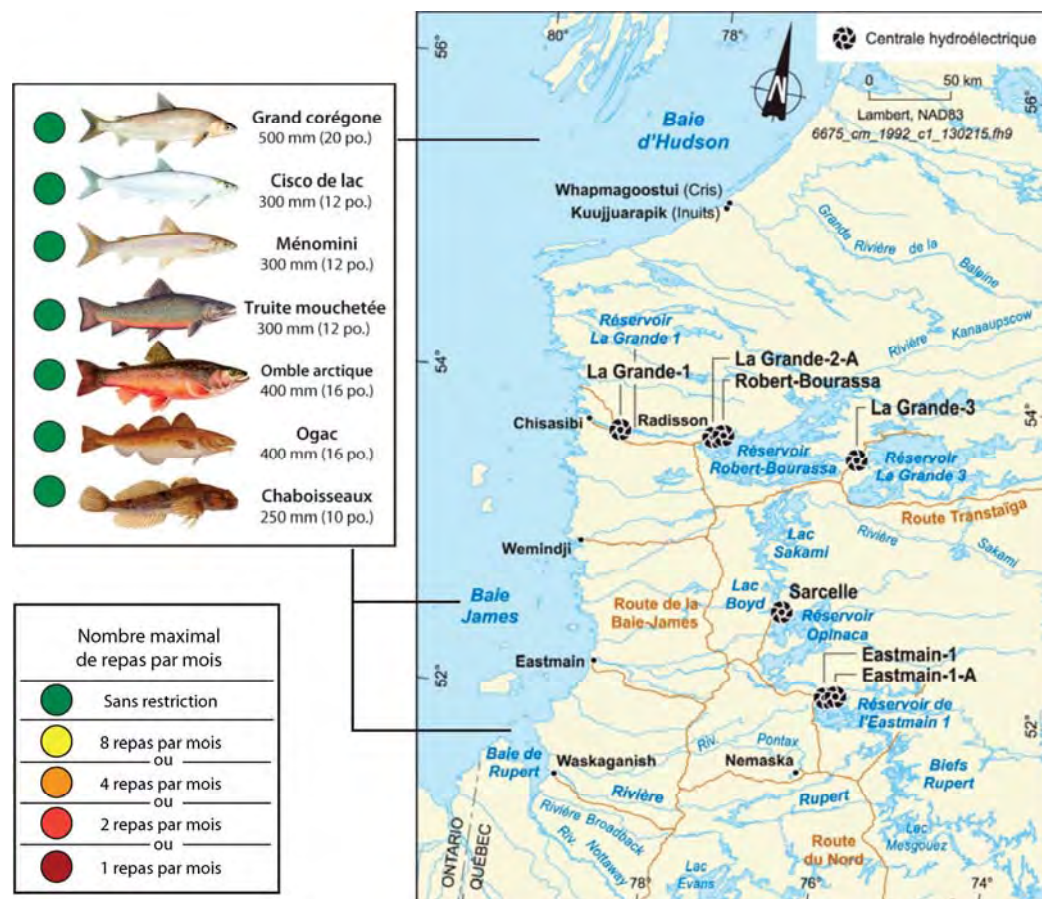
Les recommandations de consommation pour chaque milieu et pour chacune des principales espèces de poissons prennent la forme d'un nombre maximal de repas par mois que l'on peut consommer sans dépasser les niveaux d'exposition au mercure suggérés par les organismes de santé publique. Elles sont présentées sous forme de cartes à l'aide d'un code de couleur. Les méthodes de calcul et classes de consommation retenues sont détaillées à la section 2.4.

Les recommandations de consommation qu'on y retrouve sont très sécuritaires, car elles tiennent compte d'un facteur de sécurité pour s'assurer que l'exposition au mercure de tous demeure sous les limites recommandées. Par exemple, la recommandation de consommation pour les poissons prédateurs du réservoir Robert-Bourassa est de 2 repas par mois (carte 4.2), mais dans les faits, pour atteindre le niveau d'exposition au mercure pouvant causer, chez la majorité des gens, des effets reconnus sur la santé, il faudrait en consommer au moins une fois par jour durant toute une année.

La côte de la baie James et de la baie d'Hudson

À cause de réactions chimiques se produisant en eau salée, les poissons côtiers de la Baie-James contiennent moins de mercure. Toutes les espèces de poissons capturées sur la côte de la baie James et de la baie d'Hudson peuvent être consommées sans restriction (carte 4.1).

Carte 4.1 Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (baie James et côte de la baie d'Hudson)



Tiré de Hydro-Québec *et al.* (2013).

Réservoirs

		Grand corégone 500 mm (20 po.)
		Doré jaune 500 mm (20 po.)
		Grand brochet 800 mm (32 po.)
		Truite grise 600 mm (24 po.)

Lacs naturels

		Grand corégone 500 mm (20 po.)
		Truite mouchetée 300 mm (12 po.)
		Doré jaune 500 mm (20 po.)
		Grand brochet 800 mm (32 po.)
		Truite grise 600 mm (24 po.)

Nombre maximal de repas par mois

	Sans restriction
	8 repas par mois
	4 repas par mois
	2 repas par mois
	1 repas par mois

Map Details:

- Reservoirs:** Réservoir La Grande 1, Réservoir Robert-Bourassa, Réservoir La Grande 3, Réservoir La Grande 4.
- Centrals:** Centrale La Grande-1, Centrale La Grande-2-A, Centrale Robert-Bourassa, Centrale La Grande-3, Centrale La Grande-4.
- Geographical Features:** Baie James, Rivière Corbin, Rivière au Castor, Rivière au Peuplier, Rivière Sakami, Rivière Gizard, Rivière de la Montagne du Pin, Rivière de la Fregate, Lac Minahikuskami, Lac Burdore, Lac Duncan, Lac Yasinski, Lac Tilly, Lac de la Montagne du Pin, Lac de la Fregate.
- Routes:** Route de la Baie-James, Route Transtaiga.
- Locations:** Chisasibi, Wemindji.
- Coordinates:** 54°00' N, 53°00' N, 78°00' W, 76°00' W, 74°00' W.
- Scale:** 0 to 22 km.
- Projection:** Lambert, NAD83.
- File Name:** 0675_cm_1993_c2_130214.mrs

Lacs naturels

- Grand corégone 500 mm (20 po.)
- Truite mouchetée 300 mm (12 po.)
- Ouananiche 500 mm (20 po.)
- Grand brochet 800 mm (32 po.)
- Truite grise 600 mm (24 po.)

Nombre maximal de repas par mois

- Sans restriction
- 8 repas par mois ou
- 4 repas par mois ou
- 2 repas par mois ou
- 1 repas par mois

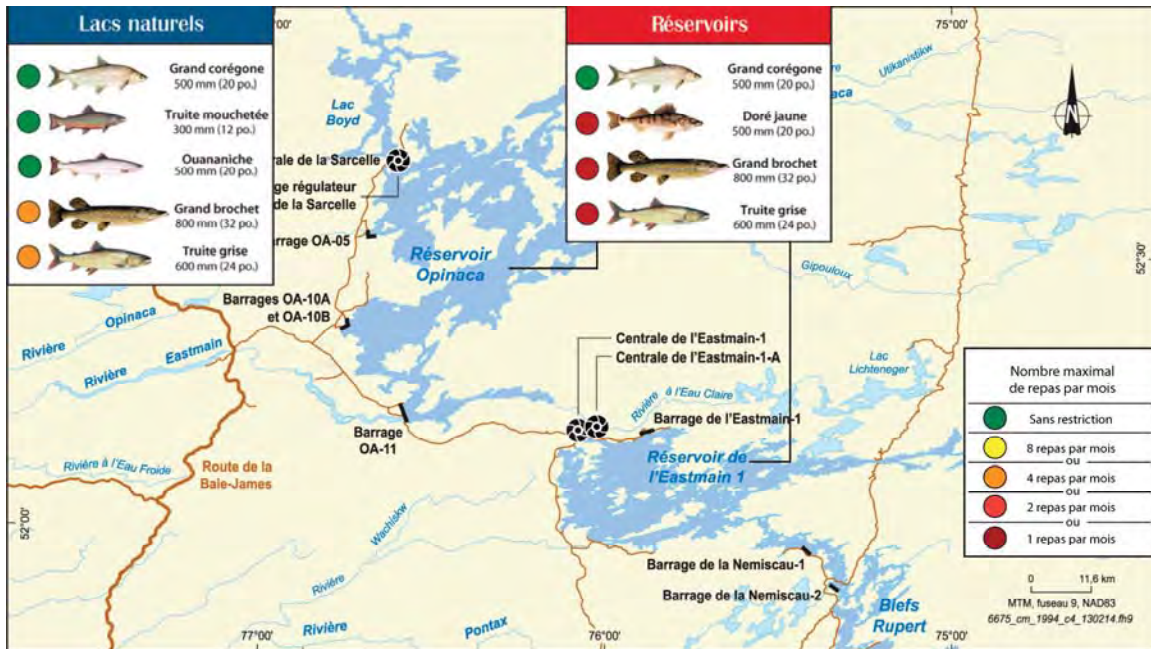
Réservoirs

- Grand corégone 500 mm (20 po.)
- Ouananiche 500 mm (20 po.)
- Grand brochet 800 mm (32 po.)
- Truite grise 600 mm (24 po.)

Map details: The map shows the Saguenay-Lac Saint-Jean region with various lakes and reservoirs. Key locations include Centrale La Grande-4, Centrale Laforge-1, Centrale Laforge-2, Centrale Brisay, and Réservoir de Caniapiscou. The map also shows the Rivière Saguenay, Rivière La Grande, and Rivière La Petite. A scale bar indicates 0 to 22 km. The map is dated 6675_cm_1993_c3_130214.fg and includes the Lambert, NAD83 projection.

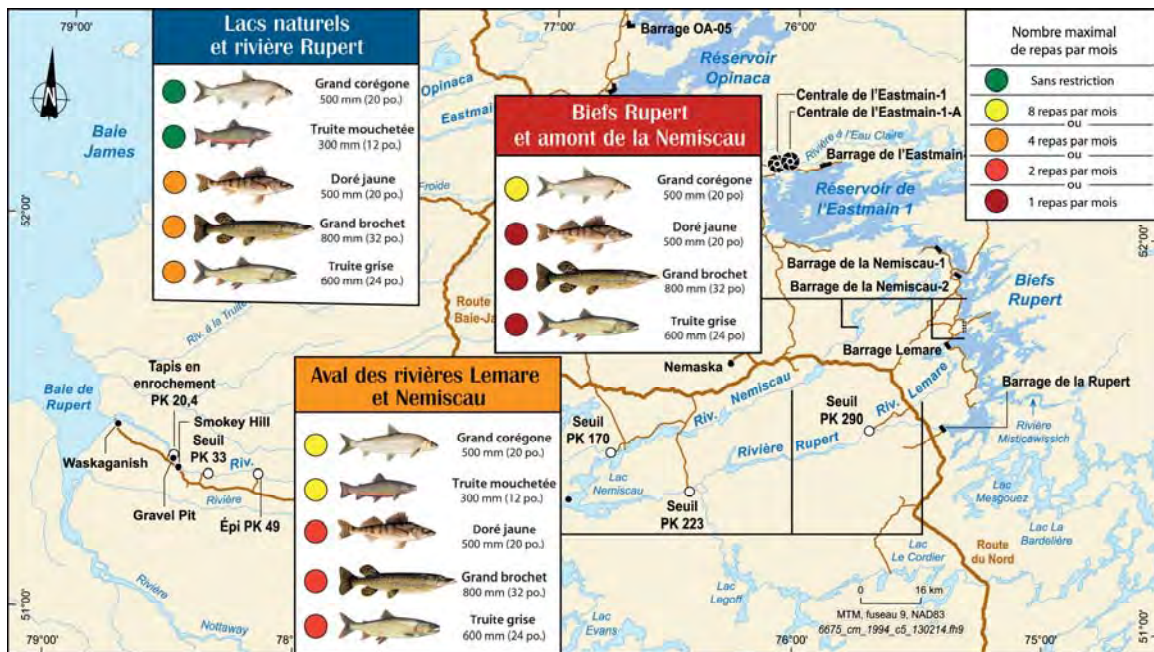
144

Carte 4.4 Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (Secteur Eastmain 1)



Tiré de Hydro-Québec et al. (2013).

Carte 4.5 Recommandations de consommation de poissons pour le complexe La Grande pour les adultes en général (Secteur Rupert)



Tiré de Hydro-Québec et al. (2013).

Secteur Ouest du complexe La Grande

La consommation de grands corégones et d'ombles de fontaine (truites mouchetées) pêchés dans les lacs naturels et les réservoirs du secteur Ouest du complexe La Grande est sans restriction (carte 4.2). La consommation maximale recommandée pour les dorés jaunes, les grands brochets et les touladis (truites grises) pêchés dans les lacs naturels du secteur Ouest du complexe La Grande est de 4 repas par mois, alors qu'elle est de 2 repas par mois pour ceux pêchés dans les réservoirs de ce secteur.

Secteur Est du complexe La Grande

La consommation de grands corégones, d'ombles de fontaine et de ouananiches pêchés dans les lacs naturels et les réservoirs du secteur Est du complexe La Grande est sans restriction (carte 4.3). La consommation maximale recommandée pour les grands brochets et les touladis pêchés dans les lacs naturels du secteur Est du complexe La Grande est de 4 repas par mois, alors qu'elle est de 2 repas par mois pour ceux pêchés dans les réservoirs de ce secteur.

Secteur du réservoir de l'Eastmain 1

La consommation de grands corégones et d'ombles de fontaine pêchés dans les lacs naturels et les réservoirs du secteur de l'Eastmain 1 est sans restriction (carte 4.4). La consommation maximale recommandée pour les dorés jaunes, les grands brochets et les touladis pêchés dans les lacs naturels du secteur de l'Eastmain 1 est de 4 repas par mois, alors qu'elle est de 1 repas par mois pour ceux pêchés dans les réservoirs de ce secteur.

Secteur de la dérivation Rupert

La consommation de grands corégones et d'ombles de fontaine pêchés dans les lacs naturels et dans la rivière Rupert en aval des biefs est sans restriction, alors qu'un maximum de 8 repas par mois est recommandé pour ceux pêchés dans les biefs Rupert et les tronçons des rivières Lemare et Nemiscau en aval des biefs (carte 4.5). La consommation maximale recommandée pour les dorés jaunes, les grands brochets et les touladis pêchés dans le secteur Rupert varie comme suit selon leur provenance : 4 repas par mois pour ceux des lacs naturels et de la rivière Rupert en aval des biefs; 2 repas par mois pour ceux du tronçon de la Lemare situé en aval des biefs et du tronçon de la Nemiscau compris entre les lacs Biggar et Nemiscau; 1 repas par mois pour ceux des biefs de dérivation et du tronçon de la Nemiscau compris entre les biefs et le lac Biggar.

5. SYNTHÈSE ET CONCLUSION

L'aménagement du complexe hydroélectrique La Grande a nécessité la mise en eau de grands réservoirs, la dérivation de plusieurs cours d'eau et la réduction du débit de plusieurs tronçons de rivières. Ces travaux ont entraîné d'importantes modifications physiques et hydrologiques. Un vaste programme de suivi environnemental (le RSE) a été mis en place afin d'évaluer les changements physiques, chimiques et biologiques causés par ces modifications, de rationaliser les aménagements correctifs et la gestion des plans d'eau aménagés, et d'améliorer les méthodes de prévision d'impacts des projets futurs.

À l'époque de la construction du complexe La Grande, le phénomène d'augmentation temporaire des teneurs en mercure des poissons des réservoirs était virtuellement inconnu, si ce n'est que des teneurs relativement élevées en mercure avaient été mesurées dans quelques réservoirs au Canada et aux États-Unis. Le suivi des teneurs en mercure des poissons a donc débuté avant la mise en eau des réservoirs du complexe La Grande, à titre d'activité complémentaire au RSE, et en est devenu une composante régulière dès que l'augmentation des teneurs en mercure des poissons fut observée. Les objectifs spécifiques du suivi du mercure étaient d'évaluer l'évolution temporelle du phénomène dans les différents types de milieux modifiés, d'informer les consommateurs de poissons et d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

Ce suivi, d'abord amorcé à titre d'engagement de la SEBJ, répond aux obligations d'Hydro-Québec liées aux conventions sur le mercure (1986 et 2001); aux conditions des certificats d'autorisation de la construction de la phase II du complexe La Grande (centrales La Grande-1, La Grande-2A, Laforge-1 et Laforge-2); et aux certificats d'autorisation de la construction de la phase III (centrales de l'Eastmain-1, de l'Eastmain-1-A et de la Sarcelle et dérivation Rupert).

5.1 Principaux enseignements

Le suivi régulier des teneurs en mercure des poissons des différents milieux naturels et modifiés par l'aménagement du complexe La Grande a permis de bien cerner l'ampleur et la durée du phénomène d'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons, ainsi que de produire des guides de consommation permettant de gérer le risque potentiel pour la santé des pêcheurs sportifs et des pêcheurs de subsistance. Les principaux enseignements suivants ont été obtenus.

5.1.1 Milieux naturels

Le suivi régulier des teneurs en mercure des poissons de longueur standardisée des milieux naturels a révélé les enseignements suivants :

- Les teneurs individuelles en mercure des poissons sont très variables. Elles peuvent varier par un facteur de 4 pour la même espèce, d'une même longueur et du même milieu. Elles augmentent cependant significativement en fonction de la longueur et de l'âge des poissons.
- Les teneurs moyennes en mercure des poissons d'une même espèce peuvent également varier par un facteur de 4 entre deux lacs voisins, mais sans tendance géographique particulière. Elles varieraient plutôt en fonction des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau, en particulier du contenu en matières organiques.
- Les teneurs moyennes en mercure des espèces non piscivores sont nettement inférieures à la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche en eau douce de 0,5 mg/kg. Les teneurs moyennes en mercure des espèces piscivores sont généralement légèrement supérieures à cette norme.
- L'analyse des variations temporelles des teneurs en mercure des principales espèces de poissons des lacs naturels ne révèle aucune tendance, à la hausse ou à la baisse, pour une période variant de 22 à 28 ans selon les milieux suivis.

5.1.2 Réservoirs

Les principaux enseignements du suivi des teneurs en mercure des poissons de longueur standardisée des réservoirs du complexe La Grande sont les suivants :

- À la suite de la mise en eau des réservoirs, les teneurs moyennes en mercure dans toutes les espèces de poissons ont augmenté par des facteurs variant de 2 à 8 par rapport aux valeurs obtenues en milieu naturel.
- Les valeurs maximales sont généralement atteintes 4 à 11 ans après la mise en eau chez les principales espèces non piscivores (de 0,33 à 0,72 mg/kg) et après 9 à 14 ans chez les espèces piscivores (1,65 à 4,66 mg/kg).
- Chez les espèces non piscivores, les valeurs maximales demeurent souvent inférieures à la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche (0,5 mg/kg de mercure total), mais la dépassent parfois légèrement, alors que pour les espèces piscivores, elles l'excèdent par des facteurs variant de 2 à 9.

- Les augmentations sont cependant temporaires, le retour à des teneurs représentatives des lacs naturels est généralement complété 10 à 20 ans après l'inondation chez les espèces non piscivores, et environ 20 à 30 ans chez les espèces piscivores s'il n'y a pas de mises en eau supplémentaires.
- Tous les réservoirs montrent ce même patron général d'évolution des teneurs en mercure dans les poissons, alors que les légères variations observées s'expliqueraient par les caractéristiques physiques et hydrauliques propres à chacun des réservoirs suivis, telles que la superficie terrestre inondée, le volume d'eau annuel transitant dans le réservoir, la durée de la période de remplissage et la proportion de la superficie inondée située dans la zone de marnage. À ces facteurs, s'ajouteraient la température de l'eau, la densité et la qualité des matières organiques décomposables inondées, ainsi que le régime alimentaire des poissons.
- Les teneurs en mercure dans les principales espèces de poissons varient souvent de façon significative d'une station à l'autre d'un même réservoir, mais sans patron discernable, sauf à certaines stations présentant des caractéristiques particulières.

5.1.3 Aval immédiat des réservoirs

Les principaux enseignements tirés du suivi des teneurs en mercure des poissons de longueur standardisée à l'aval immédiat des réservoirs du complexe La Grande sont :

- Pour les grands corégones, les teneurs en mercure sont souvent significativement plus élevées à l'aval immédiat des centrales et des ouvrages régulateurs, par rapport à celles mesurées dans les réservoirs en amont de ces structures. Ce phénomène s'observe aussi parfois chez les meuniers rouges. C'est le reflet d'un changement de régime alimentaire pour ces espèces, habituellement non piscivores, qui deviennent piscivores en raison de la grande disponibilité de petits poissons rendus localement plus vulnérables à la prédation par leur passage dans les turbines ou dans les ouvrages régulateurs.
- Chez les grands corégones, ce changement de régime alimentaire survient principalement chez les spécimens de grande taille (>450 mm).
- L'écart entre les teneurs mesurées à l'amont et à l'aval des différents ouvrages, chez les espèces habituellement non piscivores, serait fonction des caractéristiques de ces ouvrages rendant plus ou moins vulnérables les poissons les traversant. La hauteur de chute ainsi que la présence de turbines seraient des facteurs déterminants.

- Les teneurs maximales et les écarts entre l'amont et l'aval des ouvrages diminuent en même temps que les teneurs en réservoirs. Chez les espèces non piscivores, les teneurs moyennes de longueurs standardisées sont désormais inférieures ou égales à la limite permettant une consommation sans restriction (0,29 mg/kg).
- Chez les espèces piscivores, les différences entre les teneurs moyennes obtenues à l'amont et à l'aval de centrales ou d'ouvrages régulateurs sont plus faibles et souvent non significatives, ces espèces ayant déjà un régime alimentaire piscivore.

5.1.4 Voies de dérivation

Les principaux enseignements découlant du suivi des teneurs en mercure des poissons de longueur standardisée des voies de dérivations EOL et Laforge sont :

- L'évolution des teneurs en mercure dans les poissons des voies de dérivation confirme que le mercure est exporté des réservoirs et transféré aux poissons en aval.
- Dans certains plans d'eau situés sur le parcours de ces voies, les teneurs en mercure des poissons peuvent être supérieures à celles du réservoir permettant le transfert interbassin, à cause de l'effet combiné de l'exportation du mercure vers l'aval des réservoirs et de la production additionnelle de mercure provenant de l'inondation locale de superficies terrestres.
- La présence d'un grand plan d'eau à écoulement lent (lac ou réservoir), sur le parcours de la dérivation, réduirait grandement le transfert du mercure aux poissons plus loin en aval, parce qu'il favorise la sédimentation du méthylmercure adsorbé aux particules en suspension et la prédation locale du plancton, des insectes ou des petits poissons provenant de l'amont.
- Il n'y a pas d'augmentation cumulative des teneurs en mercure dans les poissons lorsqu'une série de réservoirs sont aménagés sur un même parcours des eaux; l'influence d'un réservoir donné se limiterait au réservoir situé immédiatement en aval.

5.1.5 Rivières à débit réduit

Les principaux enseignements tirés des résultats du suivi des teneurs en mercure des poissons de longueur standardisée dans les milieux à débit réduit du complexe La Grande sont :

- Dans les milieux où la coupure de débit a été totale et permanente, il n'y a pas eu de nouvelle matière organique inondée et, par conséquent, la production supplémentaire de méthylmercure a été négligeable. Les niveaux de mercure se sont donc généralement maintenus dans la gamme des teneurs moyennes observées en conditions naturelles.
- Des évacuations (déversements ou turbinage) d'eau des réservoirs, même d'une durée de seulement quelques mois (si les volumes sont grands) entraînent, en aval, une augmentation significative des teneurs en mercure des poissons, tant piscivores que non piscivores. La hausse peut être aussi forte que celle observée dans les réservoirs, quoique d'une durée plus courte. Cela démontre une exportation du mercure des réservoirs vers l'aval et un transfert rapide aux poissons, probablement surtout par le zooplancton.
- Lors de ces évacuations, l'importance de l'exportation du mercure, la distance en aval sur laquelle elle peut se faire sentir et la durée de l'augmentation des teneurs dans les poissons au-delà de celles obtenues en milieux naturels seraient fonction, d'une part, du potentiel de dilution de l'ensemble des composantes de la colonne d'eau par les tributaires du bassin versant résiduel et, d'autre part, de la présence ou de l'absence d'un grand plan d'eau permettant la sédimentation des particules en suspension dans l'eau, ainsi que la prédation du zooplancton dévalant par les organismes aquatiques de ce plan d'eau.

5.1.6 Répercussion sur la consommation de poissons

Les principaux enseignements tirés de l'analyse des répercussions de l'augmentation des teneurs en mercure des poissons de tailles de consommation des milieux modifiés par l'aménagement du complexe La Grande sont énumérés ci-après.

En raison de la grande variabilité dans les teneurs en mercure observée en milieux naturels, la recommandation de consommation préconisée pour chaque espèce peut varier grandement d'un lac naturel à un autre.

Grands corégones de 500 mm

- En milieux naturels, la recommandation de consommation préconisée pour les grands corégones de 500 mm de longueur varie d'une consommation sans restriction (correspondant à plus de 12 repas par mois) à un maximum de 8 repas par mois, selon le lac considéré.
- Au moment de l'atteinte des teneurs moyennes maximales, les recommandations de consommation des grands corégones s'appliquant aux différents milieux suivis diminuaient à un maximum de 8, 4 ou 2 repas

par mois selon le milieu considéré, par rapport à une consommation sans restriction telle que préconisée pour la majorité des lacs naturels. Par exception, une recommandation de 1 repas par mois s'est même appliquée dans le cas de l'aval immédiat du réservoir Robert-Bourassa.

- Pour l'ensemble des milieux suivis, les restrictions additionnelles à la consommation de grands corégones de 500 mm ont duré de 0 à 26 ans selon le milieu considéré par rapport aux recommandations appliquées pour les lacs naturels de la région, qui varient d'une consommation sans restriction à un maximum de 8 repas par mois. Les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé dans les milieux modifiés du complexe La Grande permettent une consommation équivalente à celles recommandées pour les milieux naturels de la région.

Grands brochets de 800 mm

- En milieux naturels, la recommandation de consommation préconisée pour les grands brochets de 800 mm de longueur varie d'une consommation maximale de 2 à 8 repas par mois selon le lac considéré.
- Au moment de l'atteinte des teneurs moyennes maximales, les recommandations de consommation des grands brochets s'appliquant aux différents milieux diminuaient à un maximum de 2, 1 ou moins de 1 repas par mois, selon le milieu considéré, par rapport à la consommation de 4 repas par mois préconisée pour la majorité des lacs naturels.
- Pour l'ensemble des milieux suivis, la durée des restrictions additionnelles à la consommation s'échelonne de 0 à 30 ans selon le type de milieu considéré, par rapport aux recommandations appliquées aux lacs naturels de la région, qui varient de 2 à 8 repas par mois.
- Les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé, pour les grands brochets de 800 mm dans la majorité des milieux modifiés du complexe la Grande, permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour certains lacs naturels de la région, soit un maximum de 2 repas par mois; la seule exception notable concerne ceux pêchés au lac Sakami, pour lesquels la recommandation d'un seul repas par mois demeure.

Dorés jaunes de 500 mm

- En milieux naturels, la recommandation de consommation préconisée pour les dorés jaunes de 500 mm de longueur varie d'une consommation maximale de 2 à 4 repas par mois selon le lac considéré.
- Au moment de l'atteinte des teneurs moyennes maximales, les recommandations de consommation des dorés jaunes s'appliquant aux différents milieux diminuaient à 1 repas par mois par rapport à la consommation de 4 repas par mois préconisée pour la majorité des lacs naturels.

- Pour l'ensemble des milieux suivis, la durée des restrictions additionnelles à la consommation des dorés jaunes de 500 mm s'échelonne de 13 à 21 ans selon le type de milieu considéré, par rapport aux recommandations appliquées aux lacs naturels de la région, qui varient de 2 à 4 repas par mois
- Les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé, pour les dorés jaunes de 500 mm dans les milieux modifiés du complexe la Grande, permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour certains lacs naturels de la région, soit un maximum de 2 repas par mois.

Touladis de 600 mm

- En milieux naturels, la recommandation de consommation préconisée pour les touladis de 600 mm de longueur varie d'une consommation maximale de 2 à 4 repas par mois selon le lac considéré.
- Au moment de l'atteinte des teneurs moyennes maximales, les recommandations de consommation de touladis s'appliquant aux différents milieux diminuaient à 1 ou 2 repas par mois, selon le milieu considéré, par rapport à la consommation de 4 repas par mois préconisée pour la majorité des lacs naturels.
- Pour l'ensemble des milieux suivis, la durée des restrictions additionnelles à la consommation de touladis de 600 mm s'échelonne de 0 à 8 ans selon le type de milieu considéré, par rapport aux recommandations appliquées aux lacs naturels de la région, qui varient de 2 à 4 repas par mois. Les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé, pour tous les milieux modifiés du complexe La Grande, permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour les lacs naturels de la région.

Lottes de 500 mm

- Les teneurs moyennes en mercure obtenues pour les lottes de 500 mm des quelques lacs naturels pour lesquels des données fiables sont disponibles, permettent la consommation d'un maximum de 4 repas par mois.
- Les données disponibles pour cette espèce, peu abondantes dans nos captures, ne permettent pas de déterminer les teneurs moyennes maximales qui ont été atteintes, de même que l'ampleur et la durée des restrictions additionnelles à la consommation qui ont pu s'appliquer. Par contre, les teneurs moyennes obtenues lors du dernier relevé, pour les lottes de 500 mm pêchés dans tous les milieux suivis, permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour celles pêchées dans les lacs naturels de la région, soit un maximum de 4 repas par mois.

5.2 Atteintes des objectifs et engagements

Phase I du complexe La Grande

La synthèse portant sur le suivi du mercure dans les poissons du complexe La Grande, réalisée en 2002, a bien démontré que les engagements d'Hydro-Québec, concernant le suivi du mercure lié à la phase I du complexe La Grande, ont été pleinement satisfaits (Schetagne *et al.*, 2002) :

- Le suivi des poissons des différents types de milieux modifiés a permis de bien cerner l'ampleur et la durée de l'augmentation temporaire des teneurs en mercure.
- Les populations concernées ont été informées des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande par différents moyens :
 - les Cris du Québec, par le biais des Conventions sur le mercure (de 1986 et de 2001);
 - les pêcheurs sportifs, par le biais du *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce du Québec*, car les données du suivi y ont été régulièrement intégrées;
 - des guides cartographiques de consommation des poissons des plans d'eau des bassins versants de La Grande Rivière, des Grande et Petite rivières de la Baleine et des rivières Nottaway, Broadback et Rupert ont été produits en 2001, de même qu'un guide alimentaire des poissons nordiques pour la région du complexe La Grande en 2004.
- Le développement de deux modèles de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs a permis d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

Phase II du complexe La Grande

Les conditions des certificats d'autorisation des projets de la phase II, liées au mercure, ont également été pleinement satisfaites par Hydro-Québec et sa filiale SEBJ. Elles étaient les suivantes :

- Le suivi, de 1991 à 2000, de l'évolution du mercure dans la chair des poissons de La Grande Rivière, du réservoir Robert-Bourassa jusqu'à la côte est de la baie James, pour les projets La Grande-2-A et La Grande-1.
- Le suivi, de 1993 à 1999, de l'évolution des teneurs en mercure dans la chair des poissons de la dérivation Laforge, la poursuite de la modélisation du méthylmercure et l'étude de l'importance du transfert du mercure en aval des réservoirs, pour les projets des centrales Laforge-1, Laforge-2 et Brisay.

Malgré cela, il a été recommandé par Hydro-Québec, en 2002, que des mesures additionnelles des teneurs en mercure des poissons piscivores du complexe La Grande soient effectuées, jusqu'au retour aux teneurs représentatives des milieux naturels de la région. Cette activité a été réalisée avec un objectif de gestion du risque potentiel pour la santé des consommateurs de poissons.

Les relevés additionnels réalisés de 2003 à 2012 dans l'ensemble des milieux modifiés par les aménagements des phases I et II du complexe La Grande, ainsi que la production et la distribution (en 2013) du *Guide nutritionnel des poissons nordiques – Région de la Baie-James*, montrent bien que cet objectif de gestion du risque potentiel pour la santé a été atteint.

5.3 Recommandations

Il est recommandé de mettre un terme au suivi des teneurs en mercure des poissons des milieux modifiés par les aménagements des phases I et II du complexe La Grande, pour les raisons suivantes :

- Les engagements et les conditions des certificats d'autorisation de construction liés au mercure ont été pleinement satisfaits.
- L'objectif de gestion du risque potentiel pour la santé des consommateurs de poissons que visait la poursuite, de 2003 à 2012, du suivi des teneurs en mercure des poissons piscivores, a également été atteint.
- Les teneurs moyennes en mercure des grands corégones obtenues lors des derniers relevés, dans tous les milieux suivis, permettent une consommation équivalente à celles recommandées pour les lacs naturels de la région.
- Lors des derniers relevés, les teneurs moyennes en mercure des grands brochets de longueurs de consommation, obtenues dans la majorité des réservoirs, à l'aval immédiat de la majorité des centrales et dans les rivières à débit réduit, permettent dans l'ensemble une consommation équivalente à celles recommandées pour les lacs naturels de la région.
- Lors des derniers relevés, les teneurs moyennes des dorés jaunes, des touladis et des lottes de longueurs de consommation, obtenues dans la majorité des milieux modifiés du complexe La Grande, permettent une consommation équivalente à celle recommandée pour les lacs naturels de la région.
- Les recommandations de consommation préconisées sont très sécuritaires, car elles tiennent compte d'un facteur de sécurité pour s'assurer que l'exposition au mercure de tous demeure sous les limites

recommandées. Par exemple, la recommandation de consommation pour les poissons prédateurs du réservoir Robert-Bourassa est de 2 repas par mois, alors que pour atteindre le niveau d'exposition au mercure pouvant causer, chez la majorité des gens, des effets reconnus sur la santé, il faudrait en consommer au moins une fois par jour durant toute une année.

Il est également recommandé de poursuivre le suivi des teneurs en mercure des poissons du lac Sakami en concomitance avec le suivi des milieux modifiés par les aménagements de la phase III du complexe La Grande. Tel que prévu aux certificats de construction de cette phase, ce suivi devra se poursuivre jusqu'au retour à des teneurs moyennes permettant une fréquence de consommation équivalente à celles préconisées pour les lacs naturels de la région, soit jusqu'au retour à des teneurs inférieures à 0,5 mg/kg pour le grand corégone et inférieures à 1,99 mg/kg pour les poissons piscivores.

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABERNATHY, A.R., CUMBIE, P.M., 1977. Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 17 (1977), p. 595-602.
- ALLIANCE ENVIRONNEMENT INC., 2004. *Pêches côtières et en eaux intérieures. Wemindji 2003. Suivi de la récolte*. Pour Eeyou Namess Corporation et la Nation Crie de Wemindji. 23 p. et annexes.
- ANALEX, 1995. *Analyse de la teneur en mercure dans la chair des poissons. Rapport de contrôle de qualité 1994*. Rapport de Analex inc. pour Hydro-Québec. 25 p. et annexes.
- ANDERSON, M.R., 2011. Duration and extent of elevated mercury levels in downstream fish following reservoir creation. *River Syst.* Vol. 19/3, P. 167–176.
- BEAMISH, F.W.H., 1964. Respiration of fishes with special emphasis on standard oxygen consumption. II - Influence of weight and temperature in respiration of several species. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 42 (1964), p. 177-188.
- BELZILE, L., 1990. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, phase I (1989); étude des rendements de pêche (rivière Caniapiscau)*. Rapport du Groupe environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec. 28 p.
- BERNATCHEZ, L., 1996. *Caractérisation génétique des formes sympatriques naines et normales de grand corégone du réservoir Caniapiscau et du lac Sérigny à l'aide de marqueurs microsatellites*. Rapport pour Hydro-Québec. 33 p.
- BODALY, R.A., HECKY, R.E., 1979. *Post impoundment increases in fish mercury levels in the Southern Indian Lake Reservoir, Manitoba*. Fisheries and Marine Service Manuscript Report No 1531. 15 p.
- BODALY, R.A., HECKY, R.E., FUDGE, R.J.P., 1984. Increase in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 41 (1984), p. 682-691.

- BODALY, R.A.D., JANSEN, W.A., MAJEWSKI, A.R., FUDGE, R.J.P., STRANGE, N.E., DERKSEN, A.J., GREEN, G.J. 2007. Postimpoundment Time Course of Increased Mercury Concentrations in Fish in Hydroelectric Reservoirs of Northern Manitoba, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53, 379-389.
- BOUDREAULT, J., ROY, D., 1985. *Macroinvertébrés benthiques. Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984*. Direction Ingénierie et Environnement de la Société d'énergie de la Baie James. 102 p.
- BROUARD, D., 1983. *Validation d'aménagements piscicoles réalisés dans la région de LG 2 (1982)*. Rapport de Gilles Shooner inc. pour la Société d'énergie de la Baie James. 44 p.
- BROUARD, D., 1988. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase 1 (1986). Évolution du mercure dans la chair des poissons (secteur ouest)*. Rapport de Gilles Shooner et Associés inc. pour Hydro-Québec. 53 p. et annexes.
- BROUARD, D., DOYON, J.-F., 1991. *Recherches exploratoires sur le mercure au complexe La Grande (1990)*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec, 33 p. et annexes.
- BROUARD, D., VERDON, R. LEGENDRE, P., 1987. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande. Stratégie d'échantillonnage et processus d'analyse des données de mercure dans la chair des poissons*. Direction Environnement, Hydro-Québec, 10 p.
- BROUARD, D., DEMERS, C., LALUMIERE, R., SCHETAGNE, R., VERDON, R., 1990. *Rapport synthèse. Évolution des teneurs en mercure des poissons du complexe hydroélectrique La Grande, Québec (1978-1990)*. Rapport conjoint Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc. 100 p.
- BROUARD, D., DOYON, J.-F., SCHETAGNE, R., 1994. *Amplification of mercury concentration in Lake Whitefish (Coregonus clupeaformis) downstream from Robert-Bourassa reservoir, James Bay, Québec*. In : Watras, C. and Huckabee, J.W. (Eds) *Proceedings of the International Conference on Mercury Pollution: Integration and synthesis*, Boca Raton (FA): Lewis Publishers, CRC Press, p. 369-380.
- BRUCE, W.J., SPENCER, K.D., ARSENAULT, E., 1979. *Mercury content data for Labrador fishes, 1977-1978*. Fisheries and Marine Service Data Report No 142. 258 p.

- BÜCKMANN, A., 1929. Traduit de *Die methodik fishereibiologischer untersuchungen an meeressischen. Abderhalden, handbuch der biologischen arbeitsmethoden*. Berlin: Urban and Schwarsenberg, vol. 9. 194 p.
- CANADA-MANITOBA MERCURY AGREEMENT, 1987. *Summary report. Canada-Manitoba Agreement on the study and monitoring of mercury in the Churchill River diversion*. 77 p.
- CCSSSBJ, CRSSSBJ, HYDRO-QUÉBEC, 2013. *Le guide alimentaire des poissons nordiques – Région de la Baie-James*. 53 p.
- CHARTRAND, N., SCHETAGNE, R., VERDON, R., 1994. *Enseignements tirés du suivi environnemental au complexe La Grande*. Dix-huitième Congrès international des Grands Barrages, Durban (South Africa). Paris : Commission Internationale des Grands Barrages. p. 165-190.
- COMITÉ DE LA BAIE-JAMES SUR LE MERCURE, 1998. *Rapport synthèse : Évolution des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande. Volume 2 : Caractérisation régionale des teneurs pour les utilisateurs Cris de la Baie James*. Comité de la Baie-James sur le mercure. 40 p.
- DESLANDES, J.-C., BELZILE, L., DOYON, J.-F., 1993. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase 1 (1991-1992). Étude des rendements de pêche*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc., pour Hydro-Québec. 90 p. et annexes.
- DESLANDES, J.-C., GUENETTE, S., FORTIN, R., 1994. *Évolution des communautés de poissons de milieux affectés par l'aménagement du complexe La Grande, Phase 1 (1977-1992)*. Rapport de l'Université du Québec à Montréal pour Hydro-Québec. 89 p.
- DOYON, J.-F., 1995a. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase I (1993). Suivi des communautés de poissons et comparaison des grands corégones nains et normaux (secteur Est)*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec 57 p. et annexes.
- DOYON, J.-F., 1995 b. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase I (1993). Évolution des teneurs en mercure dans les poissons et études complémentaires (secteur est)*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec. 62 p. et annexes.

- DOYON, J.-F., 1998. *Suivi des milieux aquatiques touchés par l'aménagement des centrales Laforge-1 et Laforge-2 (1997). Étude de l'exploration du mercure en aval du réservoir Caniapiscau*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour la Société d'énergie de la Baie James. 40 p. et annexes.
- DOYON, J.-F., BELZILE, L., 2000. *Rivières Eastmain et Opinaca en aval des ouvrages de dérivation. Bilan du suivi des communautés de poissons (1978-1998)*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 88 p. et annexes.
- DOYON, J.-F., SCHETAGNE, R., 1999. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase 1 (1997-1998). Évolution des teneurs en mercure et études complémentaires*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 89 p.
- DOYON, J.-F., SCHETAGNE, R., 2000. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des teneurs en mercure des poissons et études complémentaires (1999). Secteur est*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 56 p.
- DOYON, J.-F., TREMBLAY, A., 1997a. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande : suivi des teneurs en mercure des poissons et études complémentaires (1995)*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 30 p. et annexes.
- DOYON, J.-F., TREMBLAY, A., 1997 b. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (1996). Évolution des teneurs en mercure et études complémentaires (secteur ouest)*. Rapport conjoint d'Hydro-Québec et du Groupe conseil GENIVAR inc. 62 p. et annexes.
- DOYON, J.-F., TREMBLAY, A., PROULX, M., 1996. *Régime alimentaire des poissons du complexe La Grande et teneurs en mercure dans leurs proies (1993-1994)*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 105 p. et annexes.
- DOYON, J.-F., BERNATCHEZ, L., GENDRON, M., VERDON, R., FORTIN, R., 1998a. Comparison of normal and dwarf populations of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) with reference to hydroelectric reservoirs in northern Quebec. *Archiv für Hydrobiologie – Advances in Limnology*, vol. 50 (1998), p. 97-108.

- DOYON, J.-F., SCHETAGNE, R., VERDON, R., 1998 b. Different mercury bioaccumulation rates between sympatric populations of dwarf and normal lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) in the La Grande Complex Watershed, James Bay, Québec. *Biogeochemistry*, vol. 40 (1998), p. 203-216.
- DRISCOLL, C.T., BLETTE, V., YAN, C., SCHOFIELD, L., MUNSON, R., HOLSAPPLE, J., 1995. The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 80 (1995), p. 499-508.
- DUSSAULT, D., BOUDREAULT, J., 1985. *Description des milieux affectés par la mise en eau des réservoirs de La Grande 2, Opinaca et Caniapiscau*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James, Montréal. 25 p.
- ÉDITEUR OFFICIEL DU QUÉBEC, 1976. *La Convention de la Baie-James et du Nord québécois*. Québec : Éditeur officiel du Québec. 486 p.
- ENTRACO, 1996. *Suivi des poissons et du mercure dans les milieux affectés par l'aménagement du complexe hydroélectrique La Grande, Phase II (1986-1996)*. Rapport d'Entraco pour la Société d'énergie de la Baie James. 95 p. et annexes.
- GENIVAR, 2013. *Évolution des teneurs en mercure des poissons des secteurs ouest et est du complexe La Grande (1978-2012)*. Annexe 1 : statistiques descriptives et tests de comparaisons multiples issus de la régression polynomiale avec variables indicatrices. Annexe 2 : diagrammes de dispersion et résultats bruts. Documents de GENIVAR inc. à Hydro-Québec.
- GENIVAR, HYDRO-QUÉBEC, 2004. *Projet de l'Eastmain-1-A et dérivation Rupert – Mercure dans la chair des poissons*. Rapport conjoint de GENIVAR Groupe Conseil inc. et Hydro-Québec pour la Société d'énergie de la Baie James et Hydro-Québec, 121 p. et annexes.
- GENIVAR, WASKA RESSOURCES, 2013. *Centrales de l'Eastmain-1-A et de la Sarcelle et dérivation Rupert – Évaluation de l'efficacité des outils d'information sur le mercure et la consommation de poisson. Version corrigée*. Rapport présenté à Hydro- Québec Production et la SEBJ. Pagination multiple et annexes.
- GRIMARD, Y., JONES, H. G., 1982. Trophic upsurge in new reservoirs: a model for total phosphorous concentration, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 39 (1982), p. 1473-1483.

- GROUPE CONSEIL GENIVAR INC., 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac-réservoir Kénogami. Rapport sectoriel sur le mercure dans la chair des poissons et la qualité de l'eau. Automne-été 2001 – Études d'avant-projet.* Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 62 p. et annexes.
- GROUPE ENVIRONNEMENT SHOONER INC., 1993. *Étude de la communauté de poissons de l'estuaire de la rivière Eastmain, 12 ans après la réduction du débit fluvial.* Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec. 100 p. et annexes.
- HAINES, T.A., KOMOW, V.T., JAGOE, C.H., 1994. *Mercury concentration in perch (Perca fluviatilis) as influenced by lacustrine physical and chemical factors in two regions of Russia.* In : Watras, C. and Huckabee, J.W. (Eds), *Proceedings of the International Conference on Mercury Pollution : Integration and synthesis.* Boca Raton (FA): Lewis Publishers, CRC Press, p. 397-408.
- HALL, B.D., BODALY, R.A., FUDGE, J.W.M., ROSENBERG, D.M., 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 100 (1997), p. 13-24.
- HOLLAND, L.E., HUSTON, M.L., 1984. Relationship of Young-of-the-Year Northern Pike to Aquatic Vegetation Types in Backwaters of the Upper Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 4 (1984), p. 514-522.
- HYDRO-QUÉBEC, 1993. *Complexe Grande-Baleine; avant-projet Phase II. Qualité de l'eau.* Service Ressources et Aménagement du territoire, Vice-présidence Environnement d'Hydro-Québec. 132 p.
- HYDRO-QUÉBEC, 2007a. *Centrales de l'Eastmain-1-A et de la Sarcelle et dérivation Rupert – Programme de suivi environnemental 2007-2023.* Hydro-Québec Production et Hydro-Québec Équipement, novembre 2007, 138 p. et annexes.
- HYDRO-QUÉBEC, 2007b. *Complexe de la Romaine : Étude d'impact sur l'environnement.* Hydro-Québec Production. 10 volumes.
- HYDRO-QUÉBEC, CHUL, 2001a. *Guide de consommation des poissons pour les plans d'eau des régions du complexe La Grande, de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine.* Carte de l'Unité de recherche en santé Publique du Centre hospitalier de l'Université Laval et d'Hydro-Québec.

HYDRO-QUEBEC, CHUL, 2001 b. *Guide de consommation des poissons pour les plans d'eau de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert*. Carte de l'Unité de recherche en santé Publique du Centre hospitalier de l'Université Laval et d'Hydro-Québec.

HYDRO-QUEBEC, CHUL, 2001 b. *Guide de consommation des poissons pour les plans d'eau de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert*. Carte de l'Unité de recherche en santé Publique du Centre hospitalier de l'Université Laval et d'Hydro-Québec.

HYDRO-QUEBEC, INSQ, CCSSSBJ, 2013. *Le guide alimentaire des poissons nordiques – Région de la Baie-James/ The northern fish nutrition guide – James Bay Region*. Hydro-Québec Production, Environnement; Institut national de la santé publique du Québec; Conseil Cri de la santé et des services sociaux de la Baie James. Produit par Hydro-Québec, 53 p.

JACKSON, T.A., 1988. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada): effect of impoundment and other factors on the production of methylmercury by microorganisms in sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 45 (1988), p. 97-121.

LALUMIÈRE, R., LEJEUNE, R., BOUDREAULT, A., 1985. *Répercussions d'une réduction de débit sur les rivières Caniapiscau et Koksoak*. Rapport de Gilles Shooner inc. pour le Groupe d'étude conjoint Caniapiscau-Koksoak, Société d'énergie de la Baie James. 117 p.

LANGE, T.R., ROYALS, H.E., CONNOR, L.L., 1993. Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 122 (1993), p. 74-88.

LAPERLE, M., SCHETAGNE, R., 1988. *Working Paper on Research and Development Related to the Production and Transfer of Methylmercury in Reservoirs and the Validation or Mitigating Measures*. Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. n.p.

LASORSA, B., ALLEN-GIL, S., 1995. The methylmercury to total mercury ratio in selected marine, freshwater and terrestrial organisms. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 80 (1995), p. 905-913.

- LE GROUPE ROCHE LTÉE, 1993. *Aménagement hydroélectrique SM 3. Études complémentaires à la faune ichthyenne*. Rapport du Groupe Roche ltée pour Hydro-Québec. n.p.
- LEMIEUX, C., 1997. *Étude spéciale sur le mercure dans les poissons de La Grande Rivière, en aval de la centrale La Grande-1 (1996)*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour le Comité de la Baie-James sur le mercure. 65 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2006. *Pêches côtières et en eaux intérieures. Wemindji 2005. Suivi de la récolte*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Wemindji. 28 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2007a. *Pêches côtières et en eaux intérieures. Chisasibi 2006. Suivi de la récolte*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Chisasibi. 33 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2007 b. *Pêches traditionnelles de Nemaska. Été 2007. Suivi de la récolte*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Nemaska. 15 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2007c. *Pêches côtières et en eaux intérieures. Wemindji 2007. Suivi de la récolte*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Wemindji. 25 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2008a. *Pêches traditionnelles de Nemaska. Hiver 2008. Suivi de la récolte*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Nemaska. 15 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2008 b. *Pêches traditionnelles de Waswanipi. Suivi de la récolte 2008*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Waswanipi. 11 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2008c. *Pêches côtières et en eaux intérieures. Wemindji 2008. Suivi de la récolte*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Wemindji. 26 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2009. *Pêches traditionnelles Whapmagoostui. Suivi de la récolte 2008*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Whapmagoostui. 9 p. et annexes.

- LESSARD, M., 2010a. *Pêches traditionnelles de Mistissini et fumage du poisson. Suivi de la récolte 2009*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Mistissini. 12 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2010 b. *Pêches traditionnelles de Mistissini. Suivi de la récolte d'hiver 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Mistissini. 10 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2010c. *Pêches traditionnelles de Mistissini. Suivi de la récolte 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Mistissini. 12 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2010d. *Pêches traditionnelles de Nemaska. Suivi de la récolte d'hiver 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Nemaska. 14 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2010e. *Pêches traditionnelles de Waswanipi. Suivi de la récolte d'hiver 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Waswanipi. 11 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2010f. *Pêches traditionnelles de Wemindji. Suivi de la récolte 2009-2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Wemindji. 28 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2010g. *Pêches traditionnelles de Wemindji. Suivi de la récolte 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Wemindji. 24 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2010h. *Pêches traditionnelles Whapmagoostui. Suivi de la récolte 2009*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Whapmagoostui. 10 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2011a. *Pêches traditionnelles de Mistissini et fumage du poisson. Suivi de la récolte 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Mistissini. 12 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2011 b. *Pêches traditionnelles de Nemaska. Suivi de la récolte d'hiver 2011*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Nemaska. 14 p. et annexes.

- LESSARD, M., 2011c. *Pêches traditionnelles de Waswanipi. Suivi de la récolte 2010-2011*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Waswanipi. 12 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2011d. *Pêches traditionnelles de Wemindji. Suivi de la récolte d'été 2011*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Wemindji. 20 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2011e. *Pêches traditionnelles de Wemindji. Suivi de la récolte d'hiver 2011*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Wemindji. 15 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2012a. *Pêches traditionnelles de Chisasibi. Suivi de la récolte 2011-2012*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Chisasibi. 32 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2012 b. *Pêches traditionnelles d'Oujé-Bougoumou et fumage du poisson. Suivi de la récolte d'automne 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie d'Oujé-Bougoumou. 10 p. et annexes.
- LESSARD, M., 2012c. *Pêches traditionnelles Whapmagoostui. Suivi de la récolte d'automne 2010*. Présenté par Martin Lessard Enr. à la Société Niskamoon et à la Nation Crie de Whapmagoostui. 9 p. et annexes.
- L.G.L. LIMITED, 1993. *Mercury concentrations in fishes within the Smallwood reservoir-Churchill River complex, Labrador 1977-1992*. Rapport de L.G.L. Limited pour Pêches et Océans Canada (St-John's NF). 56 p.
- LINDQVIST, O., 1991. Mercury in the Swedish environment; recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 55 (1991), p. 1-262.
- LUCAS, M., BLANCHET, C., DEWAILLY, É., SCHETAGNE, R., 2003. *Profil nutritionnel des poissons nordiques. Complexe La Grande*. Rapport conjoint réalisé par l'Unité de recherche en santé publique du Centre de recherche du CHUL-CHUQ et Hydro-Québec, Production, Direction Santé et Sécurité, 29 p. et annexes.
- LUCOTTE, M., MUCCI, A., HILLAIRES-MARCEL, C., PICHET, P., GRONDIN, A., 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Québec (Canada). *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 80 (1995), p. 467-476.

- LUCOTTE, M., SCHETAGNE, R., THÉRIEN, N., LANGLOIS, C., TREMBLAY, A., 1999a. *Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin: Springer. 334 p.
- LUCOTTE, M., MONTGOMERY, S. CARON, B., KAINZ, M., 1999b. *Mercury in Natural Lakes and Unperturbed Terrestrial Ecosystems of Northern Québec*. In: Lucotte et al. (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin: Springer. p. 55-87.
- MAILMAN, M., 2008, *Assessment of Mercury and Selenium Interactions in Freshwater*. Thesis submitted to the Natural Water Institute, University of Manitoba. 198 p.
- MAILMAN, M., STEPNUK, L., CICEK, N., BODALY, R.A., 2006. Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Science of the Total Environment* 368: 224-235.
- MANNIO, J., VERTA, M., KORTELAINEN, P., REKOLAINEN, S., 1986. *The effects of water quality on the mercury concentration of northern pike (Esox lucius, L.) in Finnish forest lakes and reservoirs*. National Board of Waters (Finland), Publications of the Water Research Institute No 65. p. 32-43.
- MAXXAM, 2013. *Analyses de la teneur en mercure dans la chair de poissons 2012*. Rapport de contrôle de la qualité 2012 présenté à Hydro-Québec. 21 p. et annexes.
- MCMURTRY, M.J., WALES, D.L., SCHEIDER, W.A., BEGGS, G.L., DIMOND, P.E., 1989. Relationship of mercury concentrations in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and small bass (*Micropterus dolomieu*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 46 (1989), p. 426-434.
- MESSIER D., 2002. *Suivi environnemental des projets La Grande-2-A et La Grande-1. Le panache de La Grande Rivière. Rapport synthèse pour la période 1987-2000*. Direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production. 73 p. et annexes.
- MESSIER, D., ROY, D., 1987. Concentrations en mercure chez les poissons au complexe hydroélectrique de La Grande Rivière (Québec). *Le Naturaliste canadien*, vol. 114 (1987), p. 357-368.

- MESSIER, D., ROY, D., LEMIRE, R., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984. Évolution du mercure dans la chair des poissons*. Société d'énergie de la Baie James. 170 p. et annexes.
- NISKAMOON CORPORATION, 2008. *Niskamoon Corporation Annual Report (2007-2008)*. 163 p.
- NOËL, F., SBEGHEN, J., 1995. *Mercure : questions et réponses*. Comité de la Baie James sur le mercure. Montréal. 24 p.
- NOISEL, N., SCHETAGNE, R., THERRIEN, J., (en prép). *Document synthèse sur l'ajout de sélénium pour atténuer l'augmentation du mercure dans les poissons causée par la mise en eau des réservoirs*. Produit par WSP et Hydro-Québec Production.
- NORSTROM, R.J., MCKINNON, A.E., DEFREITAS, A.S.W., 1976. A bioenergetics-based model for pollutant accumulation by fish: simulation of PCB and methylmercury residue levels in Ottawa River yellow perch (*Perca flavescens*). *J. Fish. Res. Board Can.*, 33:248.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 1972. *Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants - Mercury, Lead, and Cadmium*. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Geneva.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 1990. *Environmental Health Criteria 101; Methylmercury*, Geneva 144 p.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 2004. *Safety Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants*. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, WHO food additives series 52, 2004. Geneva.
- POWER, G., 1978. Fish population structure in arctic lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 35 (1978), p. 53-59.
- REINERT, R.E., STONE, L.J., WILLFORD, W.A., 1974. Effect of temperature on accumulation of methylmercury chloride and p,pDDT by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 31 (1974), p. 1649-1652.
- RODGERS, D.W., 1993. *Bioenergetics-based models of methylmercury accumulation in fish I: model development and application to yellow perch and lake trout*. Ontario Hydro, report 92-273-K. 23 p.

- RODGERS, D.W., 1994. *You are what you eat and a little bit more: Bioenergetics-based models of methylmercury accumulation in fish revisited*. In: Watras CJ & Huckabee JW (Eds) *Mercury as a Global Pollutant* (pp 427–439). Lewis Publishers
- RODGERS, D.W., 1996. *Methylmercury accumulation by reservoir fish: Bioenergetic and trophic effects*. In: Miranda LE & DeVries DR (Eds) *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management* (pp 107–118). American Fisheries Society Symposium 16, Bethesda, Maryland
- ROY, D., 1984. *Mesures pour diminuer les risques d'intoxication dues au mercure*. Société d'énergie de la Baie James. n.p.
- ROY, D., BOUDREAU, J., BOUCHER, R., SCHETAGNE, R., THERIEN, N., 1986. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984. Synthèse des observations*. Société d'énergie de la Baie James. 74 p.
- SAGE, 1983. *Analyse des contenus stomacaux des poissons des régions de LG 2, Opinaca et Caniapiscau. Rapport sur les travaux de 1980, 1981 et 1982*. Rapport de SAGE ltée pour la Société d'énergie de la Baie James. 114 p. et annexes.
- SBEGEN, J., 1995. *Revue synthèse sur les mesures d'atténuation et de compensation*. Rapport d'Hydro-Québec pour le Comité de la Baie-James sur le mercure. 28 p.
- SBEGEN, J., SCHETAGNE, R., 1995. *Mercury mitigative measures related to hydroelectric reservoirs: The La Grande Complex Experience*. Texte d'une présentation d'Hydro-Québec pour l'Association canadienne d'électricité.
- SCHETAGNE, R., 1994. Water quality modifications after impoundment of some large northern reservoirs. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, vol. 40 (1994), p. 223-229.
- SCHETAGNE, R., DOYON, J.-F., VERDON, R., 1996. *Rapport synthèse : évolution des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande (1978-1994)*. Rapport conjoint Groupe conseil GENIVAR inc. et Hydro-Québec. 143 p. et annexes.
- SCHETAGNE, R., DOYON, J.-F., FOURNIER, J.-J., 2000. Export of mercury downstream from reservoirs. *The Science of total Environment*, vol. 260 (2000), p. 135-145.

- SCHETAGNE, R., THERRIEN, J., LALUMIÈRE, R., 2002. *Suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des teneurs en mercure dans les poissons. Rapport synthèse 1978-2000*. Rapport de GENIVAR Groupe Conseil inc. et de la Direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production. 193 p. et annexe.
- SCHETAGNE, R., LALUMIÈRE, R., THERRIEN, J., 2005. *Suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution de la qualité de l'eau. Rapport synthèse 1978-2000*. GENIVAR Groupe conseil inc. et direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production. 168 p. et annexes.
- SEBJ, 1987. *Le défi environnemental au complexe hydroélectrique de La Grande Rivière*. Société d'énergie de la Baie James. 199 p.
- SIMONIN, H.A., GLOSS, S.P., DRISTOLL, C.T., SCHOFIELD, C.L., KRETZER, W.A., KARCHER, R.W., SYMULA, J., 1994. *Mercury in yellow perch from Adirondack drainage lakes (New York, U.S.)*. In : Watras, C. and Huckabee, J.W. (Eds) *Proceedings of the International Conference on Mercury Pollution : Integration and synthesis*, 1994, Boca Raton (Fa): Lewis Publishers, CRC Press, p. 457-469.
- SOMER INC., 1994. *Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Qualité de l'eau*. Rapport de SOMER inc. pour Hydro-Québec. 64 p. et annexes.
- STRANGE, N.E., BODALY, R.A., FUDGE, R.J.P., 1991. *Mercury concentrations of fish in Southern Indian Lake and Issett Lake, Manitoba 1975-1988: the effect of lake impoundment and Churchill River diversion*. Canadian Technical Report Fisheries Aquatic Sciences No 1824. 30 p.
- SURETTE, C., DOIRE, J., LUCOTTE, M., 2004. *Rapport annuel des activités de recherche – partie dynamique du mercure et isotopes stables, Némiscau 2002 : Étude de validation de la pêche intensive comme méthode de réduction en mercure dans les poissons*, COMERN, UQAM, Montréal, Québec, Canada
- THÉRIEN, N., 2001a. *Modèles prévisionnels du mercure et de la qualité de l'eau applicables aux réservoirs hydroélectriques du moyen-nord québécois. Mandat 2000. Volet : Modèle mercure*. Rapport de l'Université de Sherbrooke pour Hydro-Québec. 245 p.
- THÉRIEN, N., 2001 b. *HQHG Modèle prévisionnel du mercure dans les poissons des réservoirs hydroélectriques*. Version 2.2. Rapport de l'Université de Sherbrooke pour Hydro-Québec. Disque CD-ROM incluant manuel de l'utilisateur. 14 p.

- THÉRIEN, N., 2005. *Modèle prévisionnel du mercure applicable aux réservoirs hydroélectriques du moyen-nord québécois - Volet modélisation du mercure dans les poissons. Nouvelle version du logiciel HQHG; version révisée du logiciel HQEAU et création du logiciel HQRIV.* Rapport final remis à R. Schetagne. 28 octobre 2005. 53 pages + annexes.
- THÉRIEN, N., 2006. *Modèle prévisionnel du mercure applicable aux réservoirs hydroélectriques du moyen-nord québécois. Volet modélisation du mercure dans les poissons – Validation et consolidation des logiciels HQEAU, HQHG et HQRIV.* Rapport final, Hydraulique et environnement, Hydro-Québec. 30 octobre 2006, 119 p.
- THÉRIEN, N., 2010. *Modèle prévisionnel du mercure applicable aux réservoirs hydroélectriques du moyen-nord québécois. Volet modélisation du mercure dans les poissons – Révision des options de calculs des logiciels HQEAU et HQHG.* Rapport final, Hydraulique et environnement, Hydro-Québec. 31 décembre 2010, 43 p.
- THÉRIEN, N., MORRISON, K., 1999. *In Vitro Release of Mercury and Methylmercury from Flooded Organic Matter.* In: Lucotte et al. (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec.* Berlin: Springer. p. 147-164.
- THERRIEN, J., LALUMIÈRE, R., 2001. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Suivi des communautés de poissons des secteurs La Grande-2-A et La Grande-1 (1977-2000). Rapport synthèse.* Rapport du Groupe conseil GENVIAR inc. pour Hydro-Québec. 96 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2001a. *Teneur en acides gras de type oméga-3 chez les principales espèces de poisson du complexe La Grande et de la région du réservoir Robertson.* Rapport conjoint préparé par Hydro-Québec, Unité Hydraulique et Environnement, et le Groupe conseil Génivar inc. 39 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2001 b. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des teneurs en mercure des poissons des secteurs La Grande-2-A et La Grande-1 (1977-2000). Rapport synthèse.* Rapport conjoint du Groupe conseil GENVIAR inc. et d'Hydro-Québec. 30 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2004. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (2003) – Évolution du mercure dans la chair des poissons dans le secteur est.* Rapport conjoint d'Hydro-Québec et de GENIVAR Groupe Conseil inc. 56 p. et annexes.

- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2005a. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (2003-2004) – Évolution du mercure dans la chair des poissons*. Rapport conjoint de GENIVAR Groupe Conseil inc. et Hydro-Québec. 82 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2005b. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande – Optimisation du suivi du mercure dans la chair des poissons*. Rapport de GENIVAR Groupe Conseil inc. à Hydro-Québec. 43 p.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2008a. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (2007) – Évolution du mercure dans la chair des poissons dans le secteur est*. Rapport conjoint d'Hydro-Québec et de GENIVAR Société en commandite. 55 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2008b. *Aménagement hydroélectrique de L'Eastmain-1. Suivi environnemental en phase d'exploitation (2007). Suivi du mercure dans la chair des poissons*. Rapport conjoint d'Hydro-Québec et de GENIVAR Société en commandite. 45 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2009. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (2008) – Évolution du mercure dans la chair des poissons dans le secteur ouest*. Rapport conjoint d'Hydro-Québec et de GENIVAR Société en commandite. 50 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2010. *Aménagement hydroélectrique de L'Eastmain-1. Suivi environnemental en phase d'exploitation (2009). Suivi du mercure dans la chair des poissons*. Rapport conjoint d'Hydro-Québec et de GENIVAR Société en commandite. 45 p. et annexes.
- THERRIEN, J., SCHETAGNE, R., 2012. *Aménagement hydroélectrique de L'Eastmain-1. Suivi environnemental en phase d'exploitation (2011). Suivi du mercure dans la chair des poissons*. Rapport conjoint d'Hydro-Québec et de GENIVAR INC. 45 p. et annexes.
- THERRIEN, J., VERDON, R., LALUMIÈRE, R., 2002. *Suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des communautés de poissons. Rapport synthèse 1977-2000*. Rapport pour Niskamoon Corporation. 131 p. et annexes.
- TOURISME QUÉBEC, 2009. *Le tourisme dans les régions touristiques du Québec en 2007 et 2008*, Ministère du Tourisme, 10 p..
- TOURISME QUÉBEC, 2013. Site Web consulté le 28 octobre 2013. <http://www.bonjourquebec.com/qc-fr/baiejames.html>.

- TREMBLAY, G., DOYON, J.-F., 1996. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Démarche méthodologique relative au suivi des teneurs en mercure des poissons*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 30 p. et annexes.
- TREMBLAY, A., LANGLOIS, C., 1996. *Mesures d'atténuation réalisées avec les communautés cries de la Baie James de 1989 à 1995 dans le cadre de la Convention sur le Mercure*. Rapport d'Hydro-Québec pour le Comité de la Baie-James sur le mercure. 44 p.
- TREMBLAY, G., DOYON, J.-F., SCHETAGNE, R., 1996. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Démarche méthodologique relative au suivi des teneurs en mercure des poissons*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 33 p. et annexes.
- TREMBLAY, G., LEGENDRE, P., VERDON, R., DOYON, J.-F., SCHETAGNE, R., 1998. Polynomial regression analysis with indicator variables for the interpretation of monitoring data on mercury levels in fish. *Biogeochemistry*, vol. 40 (1998), p. 189-201.
- UNIVERSITY OF WISCONSIN, 1997. *Fish Bioenergetics 3.0*. Madison Center for Limnology and University of Wisconsin Sea Grant Institute. Madison, WI, USA. n.p.
- VERDON, R., TREMBLAY, A., 1999. *Mercury Accumulation in Fish from the La Grande Complex: Influence of Feeding Habits and Concentrations of Mercury in Ingested Prey*. In: Lucotte *et al.* (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin: Springer. p. 215-233.
- VERDON, R., BROUARD, D., DEMERS, C., LALUMIÈRE, R., LAPERLE, M., SCHETAGNE, R., 1991. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande Hydroelectric Complex, Québec Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 56 (1991), p. 405-417.
- VERTA, M., REKOLAINEN, S., KINNUNEN, K., 1986. *Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs*. National Board of Waters (Finland), Publications of the Water Research Institute No 65. p. 44-58.
- WASKA RESSOURCES, 2010. *Centrales de l'Eastmain-1-A et de la Sarcelle et dérivation Rupert - Suivi des activités de chasse et pêche sportives des travailleurs en 2009*. Rapport de Waska Ressources pour Hydro-Québec Production.

WASKA RESSOURCES, BIOFILIA, 2013. *Suivi 2012 de la qualité de l'eau des rivières Rupert et Nemiscau et des apports en carbone organique total à la baie de Rupert*. Rapport conjoint de Waska Ressources et de Biofilia inc. pour Hydro-Québec Production. Version finale. 70 p. et 9 annexes.

WREN, C.D., SCHEIDER, W.A., WALES, D.L., MUNCASTER, B.W., GRAY, I.M., 1991. Relation between mercury concentration in walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*) in Ontario lakes and influence of environmental factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 48 (1991), p. 132-139.

ANNEXE 1

Sommaire exécutif en anglais
(Executive Summary)



Environmental Monitoring at the La Grande Complex – Evolution of Mercury Levels in Fish - Summary Report 1978 - 2012

Executive Summary – October 2013





1. Background and Objectives

The development of the La Grande hydroelectric complex required the impoundment of large reservoirs, the diversion of several rivers and flow reductions in sections of rivers. It brought about major physical and hydrological modifications. A large-scale environmental monitoring network (EMN), was established to evaluate the physical, chemical and biological changes caused by these modifications, to rationalize remedial measures and management of the developed waterbodies, and to improve impact prediction methods for future projects.

When the La Grande complex was built, the temporary increase in fish mercury levels in reservoirs was a virtually unknown phenomenon, apart from the relatively high mercury levels that had been observed in some reservoirs in Canada and the United States. Monitoring of fish mercury levels began before the La Grande complex reservoirs were impounded, as an EMN complementary study, and became a regular component of the EMN program as soon as the increase in fish mercury levels was observed. The specific objectives of the mercury monitoring were to evaluate the temporal evolution of the phenomenon in the different types of modified environments, to inform fish consumers and to improve impact prediction methods for future projects.

This monitoring, initiated as a commitment of the Société d'énergie de la Baie-James (SEBJ), meets several Hydro-Québec obligations related to the Mercury Agreements of 1986 and 2001, as well as several conditions of the certificates of authorization for the construction of the La Grande Complex's Phase II (La Grande-1, La Grande-2A, Laforge-1 and Laforge-2 generating stations) and Phase III (Eastmain-1, Eastmain-1A, Sarcelle powerhouses and Rupert diversion). Map 1 shows the layout of the La Grande Complex.

2. Methods

From 1978 to 2012, namely before and after the development, fish were caught at 97 sampling stations distributed throughout natural lakes and modified environments in the La Grande complex region. Fish were also caught along the east coast of James Bay.

At each sampling station, and for each sampling campaign, the goal was to catch 30 fish, with all lengths evenly represented, from each of the following target species: lake whitefish, longnose sucker, northern pike, walleye and lake trout. Less abundant species, such as burbot, speckled trout, cisco, round whitefish and lake sturgeon, were also occasionally sampled. At most stations, sampling was usually carried out every 2 years from 1978 to 2000, then every 4 years. Over 45,000 fish flesh samples were analyzed for total mercury using the standard Cold Vapour Atomic Absorption Spectrophotometry method. The following measurements were also taken for each fish analyzed for mercury: total length, weight, sex, sexual maturity and age. The stomach contents were also examined for piscivorous species.

The statistical approach was based on the calculation of mean fish mercury levels for standardized lengths using the *Polynomial regression analysis with indicator variables*. The standardized lengths, which usually correspond to the average length caught by the multiple-mesh-size gill nets used, are the following: 400 mm (16 in) for lake whitefish, longnose sucker and walleye; 600 mm (24 in) for lake trout and 700 mm (28 in) for northern pike.

3. Main Lessons Learned

The extent and duration of the temporary increases in fish mercury levels were clearly defined. The main lessons learned are as follows.

3.1 Natural Lakes

The main lessons derived from the regular monitoring of fish mercury levels in natural lakes are:

- Mercury levels in individual fish vary greatly. They may vary by a factor of 4 for a given species, of a given length, within a given lake. They however gradually increase as a function of fish length or age;
- Mean mercury levels in fish of standardized lengths for a given species may also vary considerably (by as much as fourfold) from one lake to the next, without any particular geographic trend, but rather as a function of water quality. The highest levels are generally found in lakes with coloured water, rich in dissolved and particulate organic matter;



- Mean mercury levels in non-piscivorous species, ranging from 0.05 to 0.30 mg/kg, are always considerably lower than the Canadian marketing standard for fishery products (0.5 mg/kg of total mercury), whereas piscivorous species often slightly exceed the standard, with values ranging from 0.30 to 1.11 mg/kg;
- Regular monitoring of fish mercury concentrations in a number of natural lakes does not show any trend, either upward or downward, over periods of 22 to 28 years.

3.2 Reservoirs

The main lessons derived from the monitoring of mercury levels in standardized-length fish from reservoirs are the following:

- Reservoir impoundment leads to a significant increase of mercury levels in all fish species, by factors ranging from 2 to 8 times the levels recorded in natural environments;
- Maximum levels in non-piscivorous species (from 0.33 to 0.72 mg/kg), are generally reached 4 to 11 years after impoundment, while those in piscivorous species (1.65 to 4.66 mg/kg) are observed after 9 to 14 years;
- In non-piscivorous species, mean maximum levels often remain below the Canadian marketing standard for fishery products but sometimes slightly exceed it, whereas in piscivorous species, peak levels may be 3 to 9 times higher than the standard;
- The increases are temporary, however, and the return to levels representative of natural lakes is generally completed 10 to 20 years after impoundment for non-piscivorous species, and generally after 20 to 30 years in piscivorous species when no further flooding occurs (Figure 1);
- All the reservoirs exhibit the same general pattern of change in fish mercury levels, and the slight variations observed may be explained by physical and hydraulic characteristics particular to the reservoirs. Flooded terrestrial area, annual water

volume, filling time, and extent of drawdown are believed to be important factors, as well as water temperature, quality and density of flooded decomposable materials and fish diet;

- For a given reservoir, fish mercury levels may vary significantly from one sampling station to another, but no systematic pattern is observed, except for stations exhibiting particular characteristics.

3.3 Immediately Downstream from Reservoirs

The main lessons derived from the monitoring of mercury levels in standardized-length fish caught immediately downstream from the La Grande complex reservoirs are the following:

- Mercury levels in lake whitefish caught immediately downstream from generating stations, or flow control structures, are often significantly higher than those recorded in the upstream reservoir (Figure 2). This phenomenon is also occasionally observed in longnose sucker. These usually non-piscivorous species become piscivorous here due to the abundance of small fish made more vulnerable to predation by their passage through turbines or control structures;
- In lake whitefish, this change in diet is mainly seen in large specimens (> 400 mm in length);
- The difference in mean levels observed upstream and downstream would be a function of the characteristic of the structures, such as the water head and the presence or absence of turbines, rendering the small fish more or less vulnerable to predation;
- The maximum mercury levels reached downstream, as well the difference between upstream and downstream levels, decrease over time. Mean mercury levels recorded in the last few sampling campaigns for standardized-length lake whitefish allow unrestricted consumption (< 0.29 mg/kg);
- In piscivorous species like northern pike, the differences between areas above and below reservoirs are smaller and often not significant, as these species always have a piscivorous diet.

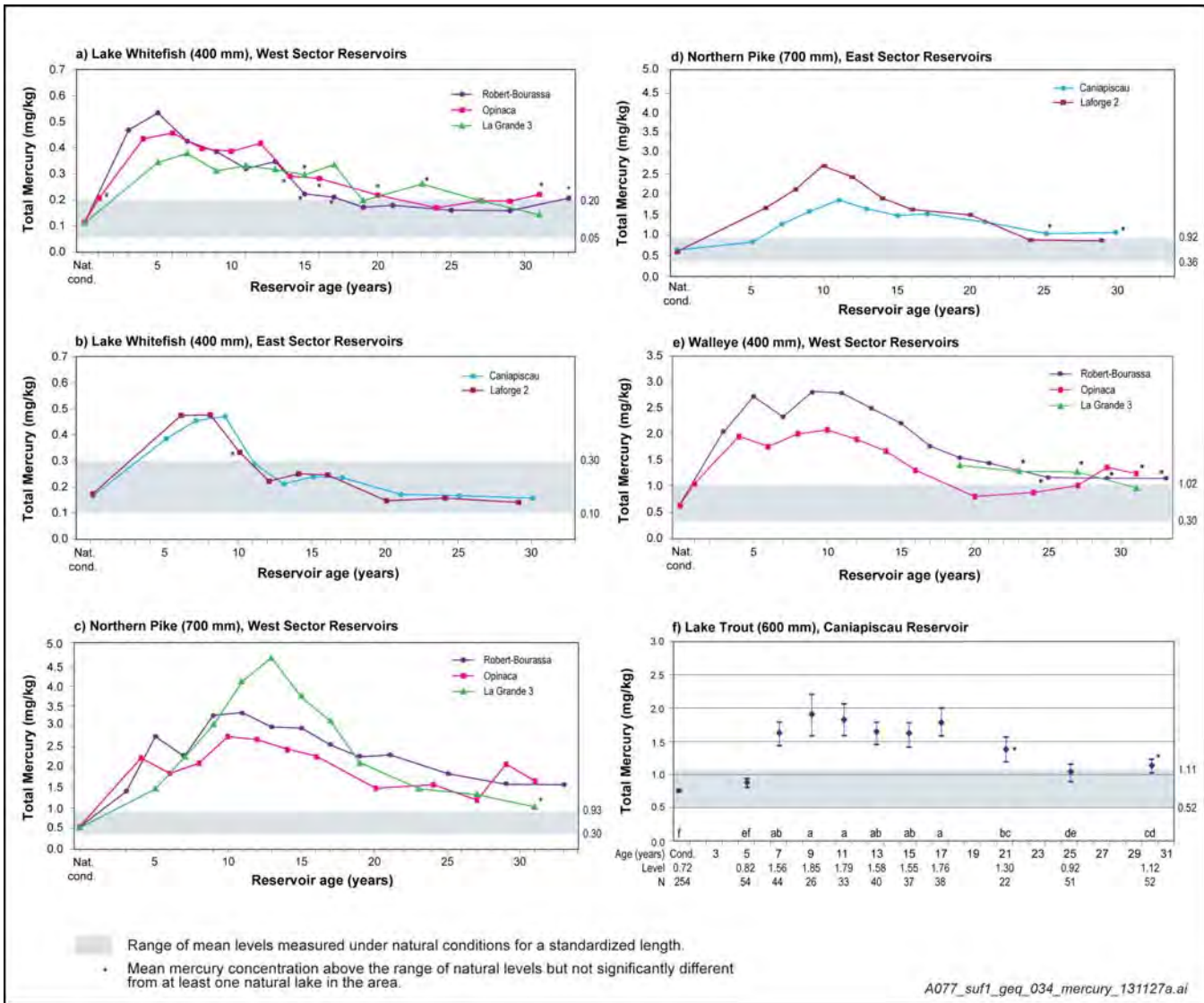


Figure 1: Temporal Evolution of Mean Mercury Levels in Standardized-Length fish in Main La Grande Complex Reservoirs

3.4 Diversion Routes

The main lessons derived from the monitoring of mercury levels in standardized-length fish caught along the Laforge and Eastmain-Opinaca-La Grande diversion routes are the following:

- The evolution of fish mercury levels recorded along diversion routes confirms that mercury is exported from reservoirs and transferred to fish living downstream;
- In some waterbodies along these flow routes, mercury levels may be higher than those in the reservoir providing the inter-basin transfer, because of the combined effect of mercury export downstream from the reservoir and additional mercury production from the local flooding of terrestrial environments;

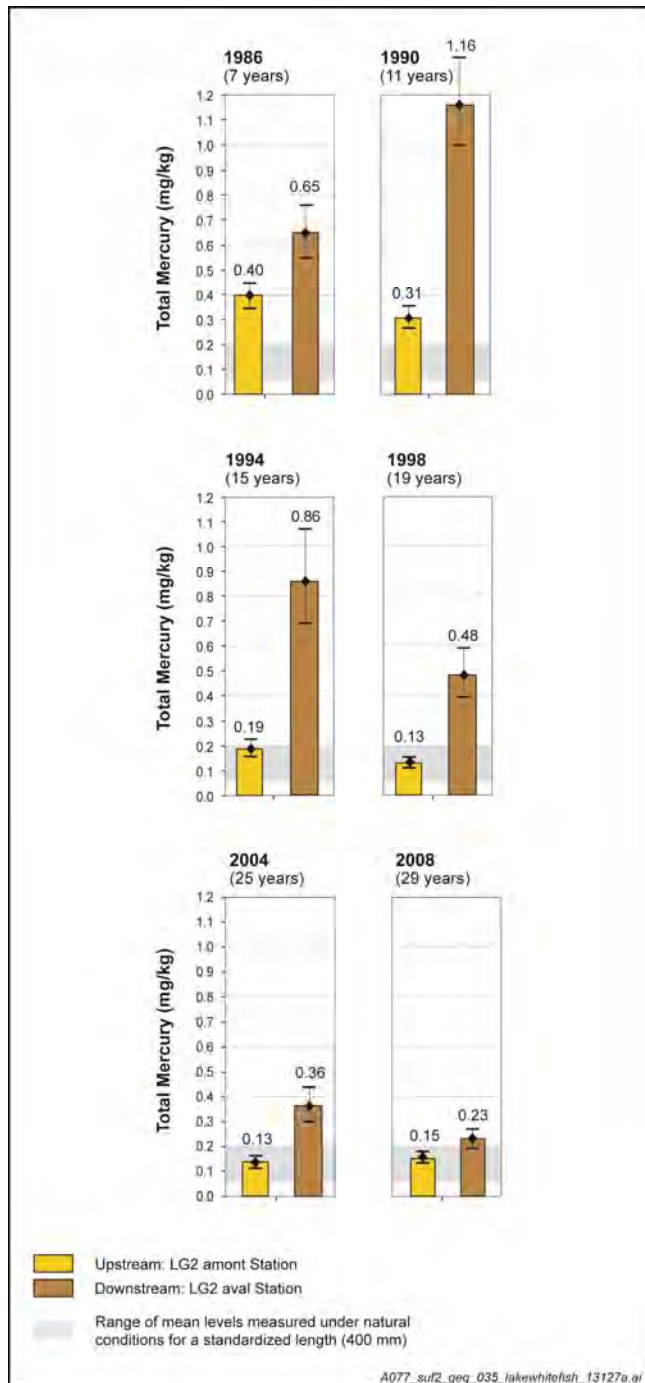


Figure 2: Comparison of Mean Mercury Levels in Lake Whitefish of Standardized Length Upstream and Immediately Downstream from the Robert-Bourassa Generating Station

- The presence of a large waterbody along a diversion route would greatly reduce the transfer of mercury to downstream fish, as it allows for the sedimentation of the mercury adsorbed onto suspended particulate matter and provides still-water conditions that greatly reduce zooplankton entrainment;
- There is no cumulative increase in fish mercury levels when a series of reservoirs is built along the same flow route (Figure 3), as the influence of a given reservoir is significant only in the reservoir located immediately downstream.

3.5 Reduced-Flow Rivers

The main lessons derived from the regular monitoring of mercury levels in standardized-length fish caught in reduced-flow rivers are the following:

- In reduced-flow rivers, where the closures were total and permanent, fish mercury levels generally remained within the range of mean levels observed under natural conditions;
- When large volumes of reservoir water are spilled into these rivers, even if only for a few months, the result is a significant increase in mercury levels in both piscivorous and non-piscivorous fish. The increase may be as great as that observed in the reservoirs, though shorter in duration. This shows that mercury is exported downstream from reservoirs and quickly transferred to downstream fish, most likely by reservoir-produced zooplankton;
- During these spillages, the extent of the mercury export, the downstream distance over which it could be felt and the duration of the increase in fish levels beyond those measured in natural environments appear to depend on the dilution of all the components in the water column by the tributaries of the residual drainage basin, as well as on the presence or absence of a large waterbody allowing sedimentation of suspended particulate matter and predation of entrained zooplankton by aquatic organisms in that waterbody.

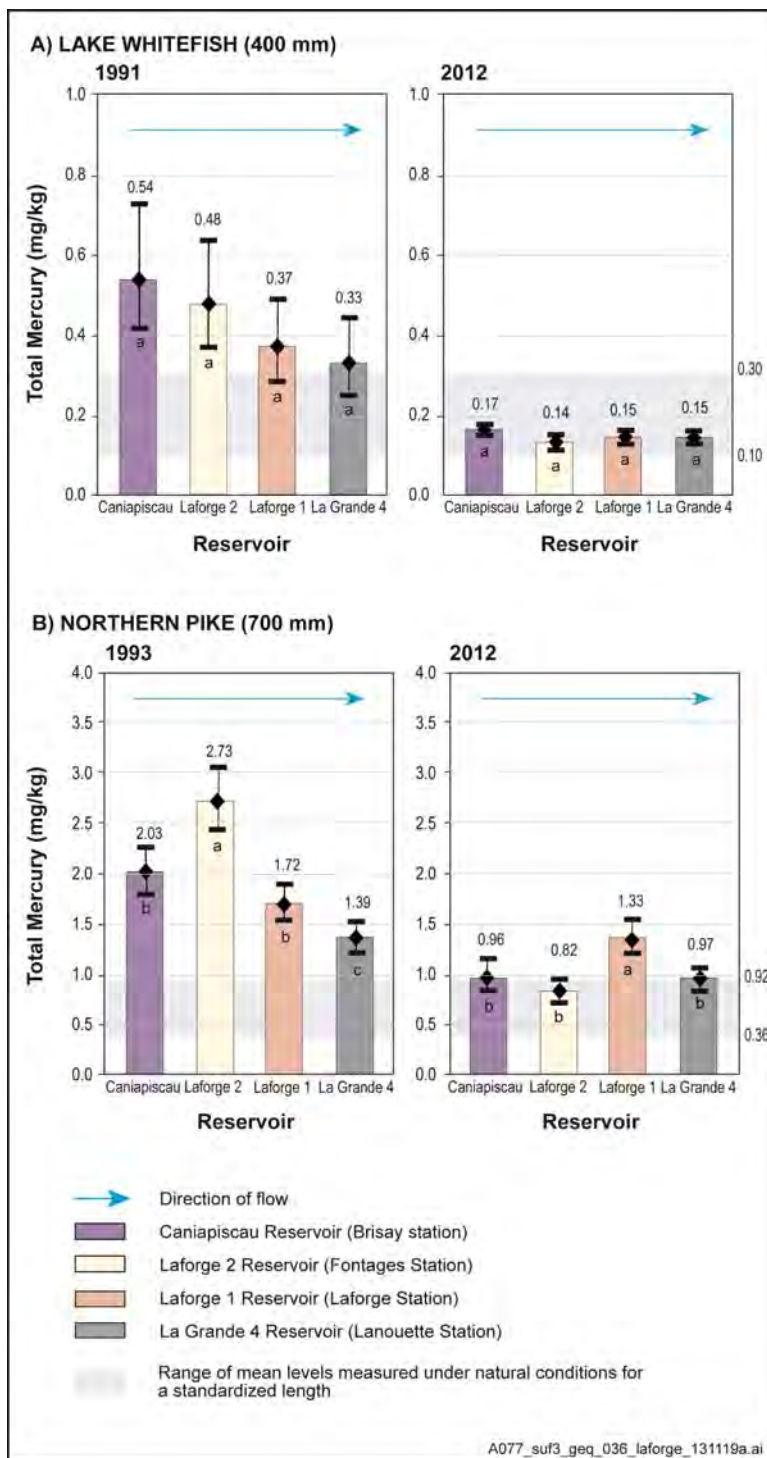


Figure 3: Spatial Comparison of Mercury Levels in Lake Whitefish and Northern Pike of Standardized Length along the Laforge Diversion

Executive Summary



3.6 Effect on Fish Consumption

The main effects of the temporary increase in mercury levels on fish consumption (Table 1) are the following:

Natural Lakes

- As a result of the great variability in mercury levels in consumption-size fish in the area's natural lakes, the consumption recommendations vary from no restriction to a maximum of 8 meals per month for non-piscivorous species, and from 2 to 8 meals per month in piscivorous species, depending on the species and the considered natural lake.

Modified Waterbodies

Lake Whitefish

- During peak mercury levels in 500-mm lake whitefish, the consumption recommendations were reduced to 2 to 8 meals per month according to the modified waterbody, compared to no restriction on consumption applying to the majority of natural lakes. Exceptionally, a maximum of one meal per month was applicable for lake whitefish caught immediately below the Robert-Bourassa generating station;
- Depending on the modified waterbody, the additional restrictions on consumption of lake whitefish lasted from 0 to 26 years, compared to the recommendations applied to natural lakes in the area, which vary from no restriction to a maximum of 8 meals per month;
- The mean mercury levels recorded for lake whitefish during the last readings, in all modified waterbodies, allow a maximum of 8 meals per month, which corresponds to the recommendation for natural lakes in the area.

Piscivorous Species

- During peak mercury levels, consumption recommendations applicable to 800-mm northern pike, 500-mm walleye and 600-mm lake trout were reduced to a maximum of 2, 1, or less than 1 meal per month depending on the species and the modified waterbody, compared to the maximum of 4 meals per month recommended for most natural lakes.

- Compared to the consumption recommendations applied to piscivorous fish in natural lakes in the area, which vary from 2 to 8 meals per month, the additional restrictions on consumption lasted from 0 to 8 years for lake trout, from 13 to 21 years for walleye, and from 0 to 30 years for northern pike, depending on the modified waterbody;
- The mean mercury levels recorded during the latest sampling campaign allow for a maximum of 2 to 4 meals per month of consumption-size piscivorous fish depending on the species and the modified waterbody, which corresponds to the recommendation applied to many lakes in the area, most of the few exceptions allowing for a maximum of 1.8 meals per month. The only true exception is northern pike caught in Lake Sakami, for which a maximum of 1 meal per month is still recommended.

4. Objectives and Obligations Met

Phase I of La Grande Complex

The synthesis report on the evolution of mercury levels in fish at the La Grande Complex – 1978 to 2000 shows that the objectives and commitments concerning mercury related to Phase I of the La Grande Complex were fully met:

- By the extensive monitoring carried out, the extent and duration of the post-impoundment increase in fish mercury levels was clearly established and the main processes involved were identified, as well as the underlying physical and biological factors;
- The concerned local populations were continuously informed of the evolution of fish mercury levels by a number of methods:
 - The Cree, via the James Bay Mercury Agreements (1986 and 2001);
 - The sport fishers, via the "Guide de consommation du poisson de la pêche sportive en eau douce du Québec", which was regularly revised with the James Bay monitoring data;

Executive Summary



La Grande Complex Environmental Monitoring at the La Grande Complex Evolution of Mercury Levels in Fish Summary Report 1978-2012

Table 1 Consumption Recommendations for Main Fish Species in the Modified Waterbodies of the La Grande Complex

Waterbody	Lake Whitefish (500 mm)				Northern Pike (800 mm)				Walleye (500 mm)				Lake Trout (600 mm)			
	Natural Levels	Maximum	Last Survey	Return	Natural Levels	Maximum	Last Survey	Return	Natural Levels	Maximum	Last Survey	Return	Natural Levels	Maximum	Last Survey	Return
Reservoirs																
Robert-Bourassa	0.08 - 0.34	0.69	0.26	Yes	0.37 - 1.22	4.19	2.02	No	0.55 - 1.47	3.61	1.65	Yes				
Opinaca	0.08 - 0.34	0.60	0.31 ²	Yes	0.37 - 1.22	3.50	2.04 ²	No	0.55 - 1.47	2.93	1.75 ²	Yes				
La Grande 3	0.08 - 0.34	0.60	0.37	Yes	0.37 - 1.22	5.47	1.59	Yes	0.55 - 1.47	2.55 ⁶	1.54	Yes				
La Grande 4	0.15 - 0.41	0.32	0.22	Yes	0.59 - 1.28	1.97	1.44	Yes					0.52 - 1.11	n/a	0.97 ⁷	Yes
Caniapiscou	0.15 - 0.41	0.39	0.25	Yes	0.59 - 1.28	2.17	1.43	Yes					0.52 - 1.11	1.85	1.12	Yes
La Grande 1	0.08 - 0.34	1.92	0.28	Yes	0.37 - 1.22	6.25	1.03	Yes	0.55 - 1.47	5.87	1.61	Yes				
Laforge 1	0.15 - 0.41	0.44	0.22	Yes	0.59 - 1.28	2.06	2.06	No								
Laforge 2	0.15 - 0.41	0.40	0.27	Yes	0.59 - 1.28	2.73	1.18	Yes								
Immediately downstream from reservoirs																
Robert-Bourassa downstream	0.08 - 0.34	2.14	0.50	No	0.37 - 1.22	5.92	1.60 ⁵	Yes	0.55 - 1.47	2.43 ⁶	1.61	Yes				
Opinaca downstream	0.08 - 0.34	1.13	0.43 ²	Yes	0.37 - 1.22	3.15	2.04 ²	No	0.55 - 1.47	3.14	1.86 ²	Yes				
Caniapiscou downstream	0.15 - 0.41	0.52	0.27	Yes	0.59 - 1.28	2.74	1.08	Yes					0.52 - 1.11	2.81	0.98	Yes
Laforge 1 downstream	0.15 - 0.41	0.46	0.33	Yes	0.59 - 1.28	2.14	1.54	Yes					0.52 - 1.11			
Diversion Routes																
EOL	0.08 - 0.34	0.80	0.26 ³	Yes	0.37 - 1.22	4.62	3.23	No	0.55 - 1.47	3.17	2.11	No				
Reduced Flow Rivers																
Caniapiscou ¹	0.15 - 0.41	0.58	0.05 - 0.17 ⁴	Yes									0.52 - 1.11	1.54	0.46-0.72 ⁴	Yes

Note: Colors indicate consumption recommendations in number of meal per month and associated mercury concentrations:

	No restriction (>12 meals/month)	≤ 0,29 mg/kg	1:	Data from 3 stations sampled at 100, 275 and 355 km from Caniapiscou reservoir.
			2:	Sampling in 2011.
			3:	Sampling in 2008.
	8 meals/month	0,30 à 0,49 mg/kg	4:	Sampling in 1995. Range of values obtained at the 3 stations sampled.
	4 meals/month	0,50 à 0,99 mg/kg	5:	Probable values as per the level obtained for 700-mm northern pike.
	2 meals/month	1,00 à 1,99 mg/kg	6:	Absence of data the peak year according to the results at a length of 400 mm.
	1 meal/month	2,00 à 3,75 mg/kg	7:	Level obtained for 700-mm lake trout.
	<1 meal/month	> 3,75 mg/kg	n/a:	Not available, too much missing data in the time series.

- Map-type fish consumption guides were produced for the waterbodies of the La Grande Complex and of the Grande rivière de la Baleine, the Petite rivière de la Baleine and the Nottaway, Broadback and Rupert rivers regions, as well as a booklet-type guide : "The northern fish nutrition guide – La Grande complex";
- The development of two models to predict fish mercury levels in reservoirs enabled the improvement of impact prediction methods for future projects.

Phase II of La Grande Complex

The conditions related to mercury specified in the certificates of authorization for the construction of Phase II were also fully met by the monitoring and studies carried out by Hydro-Québec and its subsidiary SEBJ. These were:

- To monitor, from 1991 to 2000, mercury levels in fish in the La Grande Rivière, from the Robert-Bourassa reservoir to the shores of James Bay, for the La Grande-2A and La Grande-1 projects;



- To monitor, from 1993 to 1999, fish mercury levels along the Laforge diversion, to pursue the development of mercury modeling and to study the extent of mercury transfer downstream from the reservoirs, for the Laforge-1, Laforge-2 and Brisay projects.

Although its commitments with respect to mercury were fully met, Hydro-Québec recommended in 2002 that additional measurements be taken of mercury levels in piscivorous fish at the La Grande complex until their return to levels representative of natural lakes in the area. This activity was conducted mainly with a view to managing the potential health risk for fish consumers.

The additional monitoring campaigns carried out from 2003 to 2012 in all waterbodies modified by the development of the La Grande complex Phase I and II, as well as the production and distribution in 2013 of "The Northern Fish Nutrition Guide – James Bay Region", show that the objective of managing potential health risks for fish consumers was well met.

5. Recommendations

Considering the following reasons, it is not recommended to continue the monitoring of mercury levels in fish in the waterbodies modified by the La Grande complex Phase I and II:

- The conditions related to mercury specified in the construction certificates of authorization have been fully met;
- The objective of the additional monitoring campaigns carried out from 2003 to 2012, which was the management of the potential health risks for fish consumers, was achieved;
- The mean mercury levels obtained in lake whitefish, during the latest sampling campaigns, allow the same consumption recommendations as for natural lakes in the area;
- The mean mercury levels recorded during the latest sampling campaign in consumption-size northern pike caught in most reservoirs, immediately downstream of most generating stations and in reduced flow rivers, allow as a whole a maximum of 2 to 4 meals per month, which corresponds to the recommendation applied to natural lakes in the area;
- The mean mercury levels measured during the latest sampling campaigns in consumption-size walleye and lake trout from most modified waterbodies, allow for a consumption of 2 to 4 meals per month, which correspond to that recommended for those caught in natural lakes in the area;
- The consumption recommendations applied are very safe, considering the built-in safety factor to make sure everybody is well protected. For example, the consumption recommendation for predatory fish from the Robert-Bourassa reservoir is 2 meals per month, but in fact, to reach the mercury level at which health symptoms may appear, most people would have to eat at least one meal per day, for a whole year.

It is also recommended that the monitoring of mercury levels in Lake Sakami fish be continued in conjunction with that of the waterbodies modified by the development of Phase III of the La Grande complex. In accordance with the certificates of authorization, this monitoring is scheduled to continue until mean mercury levels allow the same consumption rates as for those of natural lakes in the area, which means until their levels fall back below 0.5 mg/kg in non-piscivorous fish, and below 1.99 mg/kg in piscivorous fish.

ANNEXE 2

Teneurs moyennes en mercure (mg/kg),
pour une longueur de consommation,
des principales espèces de poissons
en fonction de l'âge des réservoirs du complexe La Grande

Annexe 2.1 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur de consommation, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Ouest du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Doré jaune (400 mm)	Lotte (500 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels				
	0,08 à 0,34	0,37 à 1,22	0,55 à 1,47	0,49 à 0,74 ^a
Robert-Bourassa				
3 ans (1982)	0,42 (bcd)	1,57 (f)	2,25 (d)	--
5 ans (1984)	0,69 (a)	2,99 (d)	3,12 (b)	2,43 (a)
7 ans (1986)	0,57 (ab)	2,35 (e)	2,75 (c)	1,33 (b)
9 ans (1988)	0,53 (ab)	3,62 (bc)	3,61 (a)	--
11 ans (1990)	0,45 (bc)	4,19 (a)	3,61 (a)	--
12 ans (1991)	--	--	--	--
13 ans (1992)	0,54 (ab)	3,83 (abc)	3,47 (a)	--
15 ans (1994)	0,38 (cd)	3,82 (ab)	3,17 (b)	0,83 (c)
17 ans (1996)	0,32 (de)	3,31 (cd)	2,59 (cd)	0,76 (cd)
19 ans (1998)	0,26 (f)	3,01 (d)	2,33 (de)	0,61 (d)
21 ans (2000)	0,31 (def)	3,06 (d)	2,11 (d)	0,66 (cd)
25 ans (2004)	0,27 (ef)	2,46 (e)	1,73 (f)	0,61 (d)
29 ans (2008)	0,27 (ef)	2,05 (e)	1,68 (f)	--
33 ans (2012)	0,26 (f)	2,02 (e)	1,65 (f)	0,61 (d)
Opinaca				
1 an (1981)	0,20 (e)	--	1,38 (f)	--
4 ans (1984)	0,45 (abc)	2,63 (b)	2,57 (b)	--
6 ans (1986)	0,51 (ab)	2,00 (d)	2,11 (cd)	--
8 ans (1988)	0,57 (a)	2,50 (bc)	2,68 (ab)	--
10 ans (1990)	0,55 (a)	3,50 (a)	2,93 (a)	--
12 ans (1992)	0,60 (a)	3,18 (a)	2,65 (ab)	--
14 ans (1994)	0,42 (b)	3,24 (a)	2,59 (b)	0,72 (a)
16 ans (1996)	0,38 (c)	3,14 (a)	2,12 (c)	0,69 (a)
20 ans (2000)	0,30 (d)	1,98 (d)	1,44 (f)	--
24 ans (2004)	0,28 (d)	2,21 (cd)	1,51 (ef)	--
27 ans (2007)	0,28 (d)	1,53 (e)	1,52 (ef)	--
29 ans (2009) ^b	0,29 (d)	2,94 (ab)	1,91 (cd)	--
31 ans (2011) ^b	0,31 (cd)	2,04 (d)	1,75 (de)	--

Annexe 2.1 (suite) Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur de consommation, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Ouest du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Doré jaune (400 mm)	Lotte (500 mm)
Étendue des valeurs en milieux naturels				
	0,08 à 0,34	0,37 à 1,22	0,55 à 1,47	0,49 à 0,74 ^a
La Grande 3				
5 ans (1986)	0,40 (b)	1,44 (g)	--	--
7 ans (1988)	0,47 (ab)	2,31 (e)	--	--
9 ans (1990)	0,48 (ab)	3,23 (d)	--	--
11 ans (1992)	0,43 (ab)	4,03 (bc)	--	--
13 ans (1994)	0,48 (ab)	5,47 (a)	--	--
15 ans (1996)	0,45 (ab)	4,30 (b)	n.r.	1,70 (a)
17 ans (1998)	0,60 (a)	4,14 (b)	n.r.	--
19 ans (2000)	0,45 (ab)	3,52 (cd)	2,55 (a)	1,09 (b)
23 ans (2004)	0,51 (ab)	2,04 (ef)	1,95 (b)	0,60 (c)
27 ans (2008)	0,42 (b)	1,89 (efg)	1,93 (b)	0,57 (c)
31 ans (2012)	0,37 (b)	1,59 (fg)	1,54 (c)	0,57 (c)
La Grande 1				
1984 (5 ans ^c)	--	n.r.	--	--
1986 (7 ans ^c)	--	3,09 (b)	--	2,11 (b)
1988 (9 ans ^c)	1,52 (a)	3,66 (b)	5,87 (a)	--
1990 (11 ans ^c)	1,88 (a)	6,25 (a)	5,73 (a)	2,64 (a)
1992 (13 ans ^c)	1,92 (a)	--	--	--
1 an (1994)	1,64 (a)	--	--	--
3 ans (1996)	0,81 (b)	--	--	1,48 (c)
5 ans (1998)	0,58 (b)	--	2,03 (c)	1,33 (c)
7 ans (2000)	0,30 (c)	0,97 (c)	2,43 (b)	0,78 (d)
11 ans (2004) ^d	0,29 (c)	1,17 (c)	1,81 (cd)	0,77 (d)
15 ans (2008) ^d	0,26 (c)	0,99 (c)	1,61 (d)	0,82 (d)
20 ans (2012) ^d	0,28 (c)	1,03 (c)	--	0,53 (e)

Notes :

n.r. : non représentatif (valeur disponible pour une seule station ou distribution des longueurs inadéquate).

-- : absence de donnée ou effectif trop faible (n < 10).

a : étendue fournie à titre indicatif, car peu de données disponibles en conditions naturelles.

b : les années 2009 et 2011 correspondent aussi à un âge de 3 et 5 ans pour le réservoir de l'Eastmain 1 qui influence celui d'Opinaca.

c : l'âge indiqué est celui du réservoir Robert-Bourassa situé immédiatement en amont.

d : les données pour le meunier rouge proviennent uniquement de l'aval immédiat du réservoir Robert-Bourassa de 2004 à 2012.

Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes (p < 0,05). Les comparaisons sont effectuées temporellement par réservoir et par espèce.

Les stations retenues pour les milieux modifiés sont généralement celles conservées après l'optimisation du suivi faite en 2004, sauf pour les milieux qui n'ont pas été échantillonnés après 2003. Par exception, les stations non conservées ont été considérées pour la période 1981-2003 pour les rares cas où une perte d'information était engendrée lors de leur exclusion.

Pour la lotte du réservoir Robert-Bourassa, les deux teneurs maximales ont été obtenues pour des stations différentes.

Annexe 2.2 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur de consommation, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Est du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Touladi (600 mm)	Lotte (500 mm) ^a
Étendue des valeurs en milieux naturels				
	0,15 à 0,41	0,59 à 1,28	0,52 à 1,11	0,49 à 0,74 ^a
La Grande 4				
4 ans (1987)	0,12 (c)	0,57 (e)	1,34 (a)	--
6 ans (1989)	0,28 (ab)	1,05 (d)	--	--
8 ans (1991)	0,28 (ab)	1,34 (bcd)	--	--
10 ans (1993)	0,22 (b)	1,63 (bc)	--	--
12 ans (1995) ^c	0,22 (b)	1,91 (ab)	--	--
14 ans (1997) ^c	0,20 (ab)	1,97 (a)	--	--
16 ans (1999) ^c	0,22 (b)	1,91 (a)	--	--
20 ans (2003) ^c	0,32 (a)	1,95 (a)	--	--
24 ans (2007) ^c	0,22 (b)	1,89 (a)	--	--
29 ans (2012) ^c	0,22 (b)	1,44 (cd)	0,97 (b)	--
Caniapiscou				
5 ans (1987)	0,31 (ab)	0,98 (c)	0,82 (e)	0,54 (ab)
7 ans (1989)	0,39 (a)	1,37 (bc)	1,56 (ab)	--
9 ans (1991)	0,34 (ab)	2,02 (a)	1,85 (a)	--
11 ans (1993)	0,36 (a)	2,17 (a)	1,79 (a)	--
13 ans (1995)	0,27 (b)	2,11 (a)	1,58 (ab)	0,74 (a)
15 ans (1997)	0,30 (ab)	1,91 (a)	1,55 (ab)	0,74 (a)
17 ans (1999)	0,30 (ab)	1,95 (a)	1,76 (a)	0,76 (a)
21 ans (2003)	0,26 (b)	1,60 (b)	1,30 (bc)	n.r.
25 ans (2007)	0,21 (c)	1,34 (b)	0,92 (de)	0,43 (b)
30 ans (2012)	0,25 (bc)	1,43 (b)	1,12 (cd)	n.r.

Annexe 2.2 (suite) Teneurs moyennes en mercure (mg/kg), pour une longueur de consommation, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du secteur Est du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Touladi (600 mm)	Lotte (500 mm) ^a
Étendue des valeurs en milieux naturels				
	0,15 à 0,41	0,59 à 1,28	0,52 à 1,11	0,49 à 0,74 ^a
Laforge 1				
3 ans (1987)	0,37 (ab)	1,08 (e)	1,44 (c)	--
5 ans (1989)	0,42 (a)	1,25 (cde)	1,89 (bc)	--
7 ans (1991)	0,44 (a)	1,82 (ab)	2,40 (ab)	--
9 ans (1993)	0,27 (bc)	1,75 (a)	2,63 (a)	--
11 ans (1995) ^c	0,20 (cd)	1,11 (de)	1,76 (bc)	--
13 ans (1997) ^c	0,32 (ab)	1,38 (cd)	1,97 (abc)	--
15 ans (1999) ^c	0,31 (ab)	1,38 (cd)	1,83 (bc)	--
19 ans (2003) ^c	0,28 (bc)	1,47 (bc)	--	--
23 ans (2007) ^c	0,24 (cd)	1,97 (a)	--	--
28 ans (2012) ^c	0,22 (d)	2,06 (a)	--	--
Laforge 2				
6 ans (1989)	0,34 (abc)	1,92 (b)	--	--
8 ans (1991)	0,40 (ab)	--	--	--
10 ans (1993)	0,40 (a)	2,73 (a)	--	--
12 ans (1995)	0,26 (bc)	--	--	--
14 ans (1997)	0,30 (abc)	2,22 (b)	--	--
16 ans (1999)	0,29 (abc)	2,11 (b)	--	--
20 ans (2003)	0,31 (abc)	1,95 (b)	--	0,68 (a)
24 ans (2007)	0,23 (c)	1,21 (c)	--	--
29 ans (2012)	0,27 (bc)	1,18 (c)	--	--

Notes :

n.r. : non représentatif (valeur disponible pour une seule station ou distribution des longueurs inadéquate).

-- : absence de donnée ou effectif trop faible (n < 10).

■ : pour une longueur de 700 mm; étendue des valeurs en milieux naturels : 0,71 à 1,44 mg/kg.

a : étendue fournie à titre indicatif, car peu de données de disponibles en conditions naturelles.

b : étendue fournie à titre indicatif, car elle provient d'une analyse impliquant seulement 2 lacs.

c : les années 1995 à 2012 sont influencées par la seconde mise en eau du réservoir Laforge 1 survenue en 1993.

Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes (p < 0,05). Les comparaisons sont effectuées temporellement par réservoir et par espèce.

Les stations retenues pour les milieux modifiés sont généralement celles conservées après l'optimisation du suivi faite en 2004, sauf pour les milieux qui n'ont pas été échantillonnés après 2003. Par exception, les stations non conservées ont été considérées pour la période 1981-2003 pour les rares cas où une perte d'information était engendrée lors de leur exclusion.

