

MERCURE DANS LES POISSONS MÂLES ET FEMELLES DU NORD DU QUÉBEC
CHEZ TROIS ESPÈCES DE POISSON

Par

Francis Tremblay

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de
l'obtention du grade de Maître en environnement (M.Env.)

Directeur d'essai Raymond Van Coillie

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, 15 mai 2012

SOMMAIRE

Mots clefs : méthylmercure, toxicité, mâles, femelles, poissons, Nord du Québec, régression polynomiale avec variables indicatrices, milieu naturel et milieu ennoyé.

Le mercure est une substance toxique préoccupante. Il se transforme sous plusieurs formes dans l'environnement et il ne se dégrade pas. Au Nord du Québec, la forme de spéciation du mercure qui inquiète les populations Cris est le méthylmercure. C'est une forme de mercure qui est bioaccumulée en grande partie dans le milieu aquatique. Sa toxicité vient du fait qu'il pénètre facilement dans les tissus biologiques et y séjourne longtemps. Le mercure est une des substances reconnues qui est bioamplifiée le long de la chaîne alimentaire. Au niveau supérieur des organismes aquatiques se trouvent les poissons. Certaines espèces telles les poissons piscivores sont plus préoccupantes que les espèces insectivores et les poissons de grande taille sont plus contaminés que ceux de petite taille. L'intérêt de connaître les teneurs en mercure dans les poissons vient du fait que la consommation de poissons est la voie d'entrée principale du mercure dans l'organisme humain.

L'Hydro-Québec, qui a effectué de nombreux aménagements de réservoirs hydroélectriques dans le Nord du Québec, est concerné par les préoccupations sociales et environnementales de la problématique du mercure. Il a instauré des programmes de gestion et de protection pour les populations locales des indiens Cris. De plus, il s'applique depuis plusieurs décennies à échantillonner les poissons dans les plans d'eau et à faire une mise à jour auprès des citoyens ; les risques sont ainsi contrôlés.

Un aspect n'est pas connu concernant le mercure dans le Nord du Québec, à savoir une différence de teneurs de ce métal selon le sexe des poissons. De fait, il n'est pas prouvé actuellement que le mercure affecte un sexe plus que l'autre bien que les teneurs en mercure soient théoriquement plus élevées chez le poisson femelle que chez le poisson mâle.

Pour la première fois dans le domaine scientifique, cet essai réalisé avec la collaboration d'Hydro-Québec a prouvé que cette théorie n'est pas observée chez trois espèces de poissons considérées dans cette étude. Les COCL, STVI et ESLU femelles n'ont pas des teneurs plus élevées en mercure que les poissons mâles de ces trois espèces. L'analyse de cet essai a pris en considération des lacs témoins ainsi qu'une analyse statistique des âges des poissons.

REMERCIEMENTS

Merci à mon directeur d'essai, Raymond Van Coillie pour m'avoir montré une énorme partie de ce que je connais maintenant en environnement, dont le métal lourd appelé mercure. J'ai eu un réel plaisir à le côtoyer, et nos nombreuses réunions me manqueront! Merci à madame Van Coillie, collaboratrice importante à cet essai. C'est monsieur Van Coillie qui m'a présenté Roger Schetagne, un collègue et ami de longue date.

Merci à Roger Schetagne de l'Hydro-Québec, qui a rendu possible la réalisation de cet essai. Ses judicieux conseils apportés lors de nos quatre rencontres furent essentiels. Monsieur Schetagne est un spécialiste du mercure de la région du Nord du Québec, de ses gens, de leurs mœurs et coutumes; j'ai appris beaucoup lors de nos discussions à trois (M. Van Coillie, M. Schetagne et moi). Et il a demandé à l'autre grand spécialiste du mercure dans les aménagements Hydro-électriques, Jean Thérien de m'aider.

Je remercie également Jean Thérien, biologiste de la firme Génivar. Il a mis à ma disposition un local et un ordinateur aux bureaux de la firme à Montréal. Monsieur Thérien est un spécialiste des modélisations et des statistiques. Il a travaillé de longues heures avec moi afin de traiter les nombreuses données brutes des poissons dans les différents réservoirs avec l'aide du logiciel Statgraph®. Son expertise fut essentielle et, malgré son horaire chargé, il a toujours été disponible pour répondre à mes questions, même si elles venaient tard le soir.

Merci à mes nombreux collègues et amis d'Environnement Canada à Gatineau avec qui j'ai travaillé le temps de cet essai.

Je tiens à souligner la coopération de Judith Vien, Conseillère pédagogique au Centre universitaire de formation en environnement à l'Université de Sherbrooke.

Enfin merci à mes parents ma mère Madone et mon père Carol qui m'ont supporté tout au long de ce projet et à Serge Mongeon.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. SUIVI ENVIRONNEMENTAL DU MERCURE DANS LE NORD DU QUÉBEC	3
1.1 Mandats	3
1.2 Hypothèses des années 70	3
1.3 Preuves de contamination par le mercure	4
2. FORMATION DE MÉTHYLMERCURE DANS LES RÉSERVOIRS HYDROÉLECTRIQUES DU NORD DU QUÉBEC	5
2.1 Transfert passif	5
2.2 Transfert actif	7
3. TOXICOLOGIE GÉNÉRALE DU MERCURE	10
3.1 Bioaccumulation et bioamplification du mercure	10
3.2 Métabolisme du méthylmercure chez les humains	12
3.3 Toxicocinétique du mercure chez l'humain	13
3.4 Toxicodynamique du mercure chez l'humain	15
3.5 Symptômes d'intoxication au mercure	16
4. RÉSERVOIRS HYDROÉLECTRIQUES ET LEURS POISSONS DANS LE NORD DU QUÉBEC	18
4.1 Réservoirs hydroélectriques	18
4.2 Choix des poissons des réservoirs hydroélectriques	19
4.2.1 ESLU	20
4.2.2 STVI	20
4.2.3 COCL	21
4.3 Rapport superficie/volume des poissons dans les réservoirs hydroélectriques	22
4.4 Comparaison avec d'autres réservoirs	23

5.	DISCRIMINATION DES TENEURS EN MERCURE ENTRE LES POISSONS MÂLES ET FEMELLES.....	25
5.1	Méthode statistique adoptée.....	25
5.2.	Plans d'eau retenus.....	27
5.2.1	Réservoir Robert-Bourassa.....	27
5.2.2	Réservoir Opinaca.....	28
5.2.3	Trois lacs naturels.....	29
5.3	STVI.....	30
5.3.1	Réservoir Robert-Bourassa.....	30
5.3.2	Réservoir Opinaca.....	31
5.3.3	Lac Detcheverry.....	33
5.3.4	Lac Rond-de-poêle.....	33
5.4	ESLU.....	34
5.4.1	Réservoir Robert-Bourassa.....	34
5.4.2	Lac Detcheverry.....	35
5.4.3	Lac Rond-de-poêle.....	36
5.4.4	Réservoir Caniapiscou.....	36
5.5	COCL.....	39
5.5.1	Réservoir Robert-Bourassa.....	39
5.5.2	Réservoir Opinaca.....	41
5.5.3	Lac Detcheverry.....	42
5.5.4	Lac Rond-de-poêle.....	43
5.5.5	Lac Hazeur.....	43
5.6	Absence de différence évidente des teneurs de mercure entre les sexes chez les poissons étudiés.....	44
5.7	Discrimination du mercure selon le sexe chez d'autres animaux.....	45

6. CONSOMMATION RECOMMANDÉE DE POISSONS	48
6.1 Consommation recommandée de poissons pour les adultes... ..	48
6.2 Consommation recommandée de poissons versus les résultats de la présente étude	49
6.2.1 Consommation recommandée de poissons au réservoir Caniapiscou	51
6.2.2 Consommation recommandée de poissons au réservoir Opinaca	54
6.2.3 Consommation recommandée de poissons au réservoir Robert-Bourassa	57
 CONCLUSION.....	 61
RÉFÉRENCES	63
ANNEXE 1 GUIDE STATIGRAPH.....	67
ANNEXE 2 CONFIRMATION DES RÉSULTATS PAR L'ANALYSE DE LA COMPARAISON DES ÂGES	69

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 2.1 Cheminement du mercure dans les lacs naturels	6
Figure 2.2 Cheminement du mercure peu après la mise en eau des réservoirs	8
Figure 2.3 Cheminement du mercure plusieurs années après la mise en eau des réservoirs	9
Figure 4.1 Grand brochet	20
Figure 4.2 Doré jaune.....	20
Figure 4.3 Grand corégone	21
Figure 4.4 Augmentation du grand corégone	22
Figure 5.1 Lieux d'échantillonnages au réservoir Robert-Bourassa.....	27
Figure 5.2 Illustration du barrage et réservoir Robert-Bourassa	27
Figure 5.3 Stations d'échantillonnages au réservoir Opinaca	28
Figure 5.4 Illustration du réservoir Opinaca.....	28
Figure 5.5 Lac Detcheverry et lac Rond-de-poêle	29
Figure 5.6 Lac Hazeur.....	29
Figure 5.7 Démarcation des secteurs ouest et est	30
Figure 5.8 Stations d'échantillonnages du réservoir Caniapiscou	37
Figure 5.9 Illustration du réservoir Caniapiscou	37
Figure 5.10 Comparaison des moyennes géométriques de mercure dans le sang pour trois espèces : martin-pêcheur, hirondelle et le huard commun	46
Tableau 3.1 Bioamplification du méthylmercure dans un lac pollué	11
Tableau 3.2 Bioamplification du méthylmercure dans une rivière normale	12
Tableau 3.3 Bioamplification du méthylmercure dans une rivière polluée	12
Tableau 4.1 Centrales du secteur La Grande.....	18

Tableau 4.2 Caractéristiques des réservoirs du secteur La Grande	19
Tableau 4.3 Teneurs en mercure dans les poissons de différents milieux naturels	23
Tableau 6.1 Proportions de méthylmercure selon les parties des poissons.....	49

LISTE DES ACRONYMES

CE 304	Point d'échantillonnage au lac Hazeur
COCL	<i>Coregonus clupeaformis</i> , grand corégone
DJA	Dose journalière admissible
EA 302	Point d'échantillonnage au lac-Rond-de-poêle
EOL	Eastmain-Opinaca-La Grande (dérivation)
ESLU	<i>Esox lucius</i> , grand brochet
F	Poisson femelle
GECKK	Groupe d'étude conjoint Caniapiscou-Koksoak
LG	La Grande rivière
LT	Longueur totale du poisson
LTC	Longueur totale centrée (LT-x, la moyenne)
LTC ²	Longueur totale centrée réduite au carré
LTMIN	Longueur totale standardisée minimale
LTMAX	Longueur totale standardisée maximale
M	Poisson mâle
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
OMS	Organisation mondiale de la santé
p.c.	poids corporel
p.s	poids sec
RB	Réservoir Robert-Bourassa
RSE	Réseau de surveillance environnemental
SB 400	Point d'échantillonnage au lac Detcheverry
SEBJ	Société d'énergie de la Baie-James
SOTRAC	Société des travaux de corrections du complexe La Grande
STVI	<i>Sander vitreus</i> , doré jaune (anciennement appelé <i>Stizostedion vitreum</i>)
S/V	Rapport superficie/volume

LISTE DES SYMBOLES

cm	Centimètre
g	Gramme
j	Jour
kg	Kilogramme
l	Litre
m	Mètre
mm	Millimètre
m ³ /s	Mètre cube par seconde
mg	Milligramme
mvolt	Millivolt
Mw	Méga watt
µg	Microgramme

INTRODUCTION

La discrimination du mercure, selon le sexe chez les poissons, est un sujet d'intérêt nouveau. Le 11 janvier 2011, Roger Schetagne, responsable du programme mercure à l'Hydro-Québec reçoit un courriel d'un scientifique du Centre des sciences des Grands Lacs américains (USGS Great Lakes Science Center); ce dernier a découvert que les biphénylpolychlorés (BPC) se trouvaient en plus grande concentration chez les poissons mâles que chez les poissons femelles. Pour le mercure, ce serait le contraire; les poissons femelles tendent à bioconcentrer davantage le mercure que les poissons mâles. Roger Schetagne répond au scientifique américain que ses observations sont scientifiquement justifiées. Le BPC est lipophile et il se joint aux œufs et non pas aux muscles des poissons; il est ainsi en grande partie éliminé par la femelle. C'est le contraire pour le mercure qui se lie plus facilement aux protéines, tels que celles des muscles des poissons. Les femelles qui produisent des œufs qui renferment une grande quantité de lipides devraient, selon la théorie, concentrer plus de mercure dans leurs muscles que les mâles. Ainsi, la discrimination du mercure, selon le sexe, semble concorder avec les explications scientifiques selon lesquelles le mercure doit se retrouver en plus grande concentration chez la femelle poisson que chez le poisson mâle.

Les résultats des nombreux suivis environnementaux effectués et conservés depuis 1978 permettent à l'Hydro-Québec d'analyser des problématiques reliées au mercure qui n'étaient pas d'actualité à l'époque. L'Hydro-Québec dispose des données qui permettent d'analyser les différents teneurs en mercure chez les poissons mâles et femelles et de comparer les données provenant du milieu naturel avec celles des réservoirs hydroélectriques.

Beaucoup de scientifiques tentent de trouver des explications au problème du mercure par des bioessais en laboratoire. L'originalité du présent travail est l'utilisation des données de mercure provenant du milieu réel et non pas artificiel; à cette fin, il dispose d'un grand nombre d'individus contrairement à plusieurs études qui ne considèrent que quelques individus. Les données mises à la disposition pour la réalisation de cet essai sont : la concentration de mercure dans diverses espèces de poissons, les lieux d'échantillonnages, les années de la capture des poissons, leurs sexes, leurs longueurs et leurs âges. De plus, Roger Schetagne et son équipe du programme mercure à Hydro-Québec ont su développer une expertise reliée à la question du mercure qui est reconnue par la communauté scientifique de l'Amérique du Nord. Il a fait part de ce sujet de recherche pour un étudiant à la maîtrise à un collègue de recherche : Raymond Van Coillie. Les données fournies par l'Hydro-Québec sont brutes et il a fallu les traiter à l'aide d'un logiciel informatique statistique

(Statgraph®). Monsieur Jean Thérien de la firme Génivar de Québec est un expert sur le mercure dans les réservoirs hydroélectriques. Ce dernier collabore avec monsieur Roger Schetagne et a offert son aide dans ce projet.

Afin d'analyser la discrimination, selon le sexe pour les poissons du Nord du Québec, une mise en contexte est faite pour la problématique du mercure dans les aménagements hydroélectriques du secteur La Grande rivière dans le Nord du Québec. Les trois premiers chapitres de l'essai permettent de comprendre la transformation du mercure inorganique en mercure organique, soit le méthylmercure qui est bioconcentré et bioaccumulé dans les poissons. Au chapitre 1, il y a un résumé du suivi environnemental du mercure dans le Nord du Québec. Le chapitre 2 traite de la formation du méthylemercure dans les réservoirs hydroélectriques. Le chapitre 3 esquisse la toxicologie générale du mercure dans l'organisme humain. Le chapitre 4 détaille les lieux de prélèvements et les espèces de poissons pris en considération dans l'essai. Le chapitre 5 est l'analyse des teneurs de mercure dans les poissons pour les différents réservoirs hydroélectriques en comparaison avec les teneurs en mercure dans les poissons de trois lacs naturels. Finalement, au chapitre 6, les résultats obtenus dans le présent travail pour des teneurs en mercure dans les poissons sont comparées avec celles recommandées pour la consommation de poissons par le Gouvernement du Québec.

1. SUIVI ENVIRONNEMENTAL DU MERCURE DANS LE NORD DU QUÉBEC

1.1 Mandats

La Société de l'Énergie de la Baie James (SEBJ) et l'Hydro-Québec ont débuté des études dès 1973. Leurs équipes multidisciplinaires avaient pour objectif de trouver comment les grands aménagements hydroélectriques modifiaient l'écologie. La volonté d'Hydro-Québec était d'agir en bon citoyen corporatif avec des engagements concrets. La SEBJ avait comme mandat d'exécuter le programme écologique, d'évaluer les répercussions et les travaux de corrections requis. Les équipes étaient constituées d'autochtones et de non-autochtones. Il y eut aussi la création du groupe d'étude conjoint Caniapiscou-Koksoak (GECK) pour étudier les répercussions probables du méthylmercure chez les poissons au réservoir Caniapiscou. La SOTRAC (Société des travaux de corrections du complexe La Grande) fut un lieu d'échanges entre les indiens Cris et la SEBJ; elle étudia les mesures d'atténuation proposées pour le mode de vie Cri. Le RSE (réseau de suivi environnemental) analysa les paramètres suivants : qualité de l'eau, phytoplancton, zooplancton, macroinvertébrés benthiques, communautés de poissons et mercure dans le poisson. Il fit une étude de gestion du risque potentiel sur la santé et sur les principales ressources fauniques, terrestres et aviennes, les habitats et les composantes du milieu humain. Les objectifs ont été de faire une évaluation temporelle des teneurs en mercure dans les poissons des différents types de milieux et d'informer les utilisateurs avec des enseignements de nouvelles méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

Des résultats étonnants pour l'époque sont obtenus en 1981 au réservoir Robert-Bourassa. La mise en eau de ce dernier s'est produite deux ans auparavant, soit en 1979. En effet, de fortes teneurs en mercure y sont constatées dans des poissons. Il s'ensuit un programme d'échantillonnage du mercure de ceux-ci. Une convention sur le mercure est mise sur pied afin de déterminer la nature et l'ampleur du problème du mercure, d'augmenter la connaissance sur le sujet et de diminuer les effets sur la santé des Cris.

1.2 Hypothèses des années 70

Dans les années soixante-dix, les connaissances scientifiques environnementales liées au mercure étaient à leurs balbutiements. Le mercure était associé uniquement à la température de l'eau. La bioaccumulation du mercure et son transfert aux différents niveaux trophiques étaient peu connus.

Ensuite, les connaissances se raffinent. D'autres indicateurs pouvant expliquer la méthylation du mercure dans les réservoirs s'ajoutent : l'acidité de l'eau, la présence de tourbières, les roches volcaniques et les roches de schistes riches en mercure. De plus, il est constaté à la première phase du complexe hydroélectrique La Grande que les matériaux de sulfure de mercure inondés sont peu sensibles à l'érosion. Il n'était pas envisagé que les relatives petites superficies des matériaux remaniés par rapport à la superficie des réservoirs ne devaient pas provoquer une hausse du méthylmercure. Ainsi, pour le réservoir Robert-Bourassa (appelé LG 2 à l'époque), aucune hausse significative n'était prévue lorsque la mise en eau du réservoir a commencé en 1978 (Hydro-Québec et Génivar, 2002).

1.3 Preuves de contamination par le mercure

Lors de la dérivation du fleuve Churchill en 1979 (Accord Canada-Manitoba, 1987), il a été établi, hors de tout doute, que la mise en eau des réservoirs hydroélectriques crée une augmentation du méthylmercure dans l'eau. Cette augmentation est proportionnelle à la quantité de microflore (bactéries et moisissures) qui est inondée et dépend de la nature plus ou moins labile du méthylmercure. Le pH devient plus acide lors de la décomposition végétale dans le réservoir inondé et un pH de 6,0 s'avère optimal pour la méthylation du mercure (Van Coillie, 1989).

Le méthylmercure est à son maximum à la phase de la mise en eau des réservoirs hydroélectriques. Le retour à des teneurs normales en méthylmercure comparables à celles des milieux naturels est d'environ 25 ans à 30 ans selon le réservoir (*ibid*).

Au Canada, le mercure est dans la liste des substances toxiques de la *Loi sur la protection de l'environnement*. Le méthylmercure dans le poisson est un phénomène très préoccupant. Il est bon de souligner ici que 98 % de tous les avis de non-consommation qui concernent le poisson au Canada sont dus au mercure (Howland *et al.*, 2005).

Selon Environnement Canada, un gramme de mercure peut contaminer un lac de huit hectares au point de rendre ses poissons impropres à la consommation pour une année entière (Langley Advance, 2011). Si le mercure d'un thermomètre est dilué dans une masse d'eau, il pourrait contaminer jusqu'à 11,5 millions de litres d'eau, ce qui dépasse la limite prescrite au Canada pour la protection de la vie aquatique (Gazette du Canada, 2011).

2. FORMATION DU MÉTHYLMERCURE DANS LES RÉSERVOIRS HYDROÉLECTRIQUES DU NORD DU QUÉBEC

Les caractéristiques physicochimiques de l'eau comme indicateur de méthylation du mercure varient selon les différents plans d'eau. Plus une eau est claire et limpide, plus faibles sont les quantités de matières organiques importantes à la transformation du mercure dans sa forme méthylée. De fait, les teneurs en carbone organique total et dissous sont faibles; c'est aussi le cas pour les tanins et la chlorophylle A. Les éléments essentiels à la transformation du mercure en méthylmercure sont moins présents; donc, il y a moins de méthylmercure dans les organismes de ces plans d'eau claire (Hydro-Québec et Génivar, 2002).

Plusieurs facteurs sont déterminants pour le degré de méthylation constatée dans les réservoirs du secteur de La Grande. Les trois principaux sont : le pH, l'oxygène dissous et la température des eaux. Concernant le pH, il a été montré que la bioaccumulation du mercure est beaucoup plus élevée pour les organismes dans un milieu avec un pH faible. Son importance est telle que la concentration de mercure double chez les écrevisses dans milieu acidifié artificiellement (0,6 µg/g poids sec) comparativement à un milieu alcalin (0,3 µg/g p.s.) (Scheuhammer and Graham, 1999).

2.1 Transfert passif

Un transfert passif de mercure s'effectue depuis la matière organique des sols et la végétation qui sont recouverts d'eau par l'ennoiement des réservoirs vers la colonne d'eau de ceux-ci et ensuite vers la chaîne alimentaire. La presque totalité du mercure est libérée pendant les premiers mois qui suivent l'ennoiement des réservoirs. En fait, l'activité bactérienne qui méthyle le mercure des sols inondés est le principal changement constaté à la suite de la mise en eau d'un réservoir (Van Coillie, 1989). Même si moins de 1 % du Hg total des sols est organique, ce pourcentage de Hg organique augmente à 10 % pour les tourbières et 30 % pour les sols podzoliques après 13 ans d'immersion; ces sols sont très acides dans la région de La Grande. Les taux de méthylation sont semblables pour les deux types de sol lors de la première année. Ils diminuent grandement dans une tourbière déjà ennoyée bien avant la création de réservoir. Ceci n'est pas le cas pour la matière organique du sol podzolique qui n'est pas affecté par l'eau auparavant (Lucotte *et al.* 1999).

La méthylation se fait dans des zones peu profondes et dans les zones qui sont de 10 m à 20 m sous la zone photique, où le rayonnement solaire permet aux végétaux de pousser. Il n'y a pas de

déméthylation pendant l'hiver jusqu'à 15 ans après l'enneigement. Une partie de la matière organique peut aussi être adsorbée par les matières en suspension pour être dirigée vers la chaîne alimentaire. Un pourcentage important de mercure contenu dans la partie verte de la végétation inondée se retrouve dans la colonne d'eau. Seulement 5 % de la charge initiale en mercure sont suffisants pour contaminer en mercure toute la chaîne alimentaire des réservoirs (*ibid.*).

Les débris organiques d'origine terrestre en suspension dans la colonne d'eau sont ingérés par le zooplancton. Il est le vecteur le plus important de transfert de mercure aux insectes aquatiques et aux poissons. Le mercure dissous libéré se lie aux particules fines en suspension et est disponible pour les organismes filtreurs à la base de la chaîne alimentaire.

Même si le zooplancton ne contient que 2,3 % de la quantité de mercure disponible dans les réservoirs, il est responsable pour 93 % du méthylmercure ingérés par les poissons. Cependant, les matières en suspension adsorbent plus de 90 % du mercure disponible tandis que le phytoplancton en renferme que 4,8 % (Schetagne *et al.* 2000).

L'ensemble du transfert passif du mercure est illustré à la figure 2.1.

Cheminement du mercure dans les lacs naturels

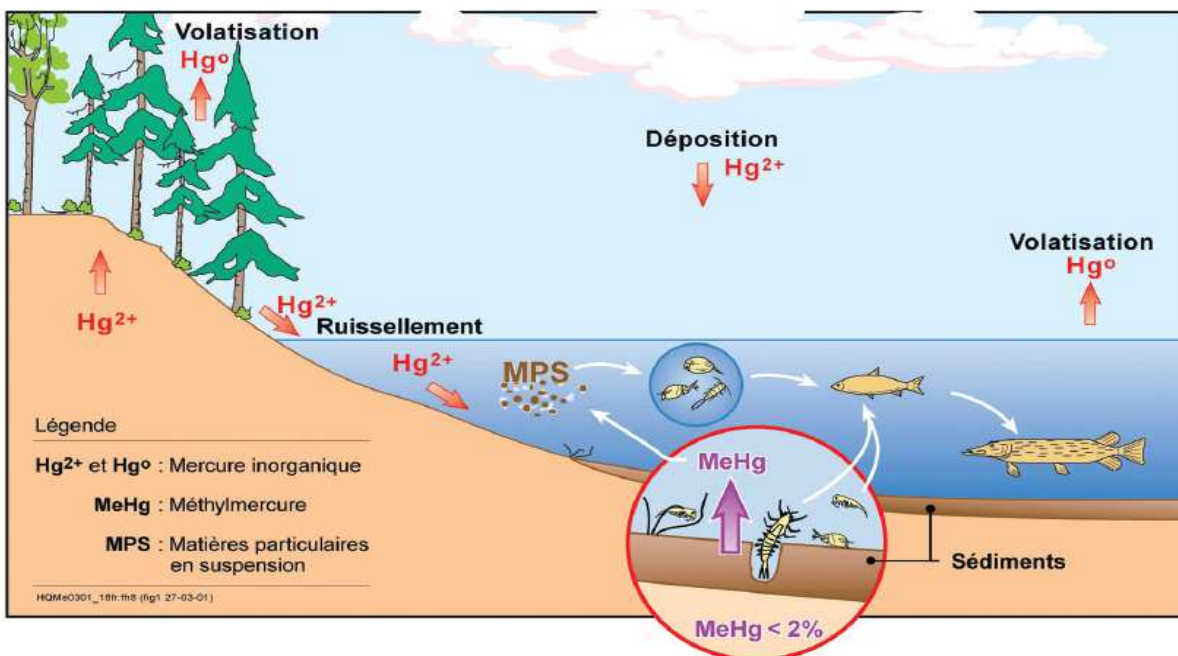


Figure 2.1 Cheminement du mercure dans les lacs naturels (tiré de Schetagne, 2006)

2.2 Transfert actif

Le mercure est également transféré dans les réservoirs hydroélectriques par des mécanismes actifs, notamment ceux des larves d'insectes dans les premiers centimètres des sédiments où ils s'alimentent de matières organiques dégradées et riches en mercure. En eaux peu profondes, la charge en mercure dans les insectes est jusqu'à six fois supérieure à celle présente dans le zooplancton. Dans la zone pélagique, les teneurs en mercure du zooplancton sont supérieures car la densité des organismes benthiques est moindre; de plus, il n'y a pas de périphyton et les températures basses sont moins propices au processus de méthylation (Schetagne, 2006).

Lors des premières années de la mise en eau des réservoirs, l'action des vagues de la zone de marnage combinée aux mouvements des vagues et des glaces provoque une érosion rapide des matières organiques des sols podzoliques. Les fines particules organiques sont envoyées dans la colonne d'eau et y demeurent pour un certain temps. Les organismes aquatiques filtrent ces particules; ces dernières peuvent aussi se déposer à la surface des sols inondés et sont dès lors disponibles pour les organismes benthiques (*ibid.*) (figure 2.2).

La libération d'éléments nutritifs active aussi la méthylation du mercure. En effet, la dégradation bactérienne autotrophe augmente la méthylation de la matière organique provenant de la terre. Ce processus est important dans les zones peu profondes des réservoirs où le rayonnement solaire et la minéralisation des éléments nutritifs permettent de développer une couche de périphyton qui est une source importante de méthylmercure pour le zooplancton et les larves d'insectes. Chez les poissons des réservoirs, l'absorption du méthylmercure est reliée à la consommation de proies ayant des teneurs élevées en méthylmercure. Les poissons qui consomment d'autres poissons, comme le grand brochet et le doré jaune, ont des concentrations de mercure beaucoup plus élevées que celles des espèces qui consomment des insectes comme les grands corégones (*ibid.*).

La norme de consommation de 0,5 mg de mercure/kg est généralement dépassée chez les espèces piscivores tandis qu'elle est généralement respectée chez les espèces non piscivores. Il faut souligner que toutes les espèces de poissons de tous les lacs et les rivières du Québec contiennent du mercure. Plus le poisson est vieux et gros, plus il a un taux de mercure élevé car le méthylmercure est bioaccumulé durant toute la vie (*ibid.*).

Cheminement du mercure peu après la mise en eau des réservoirs

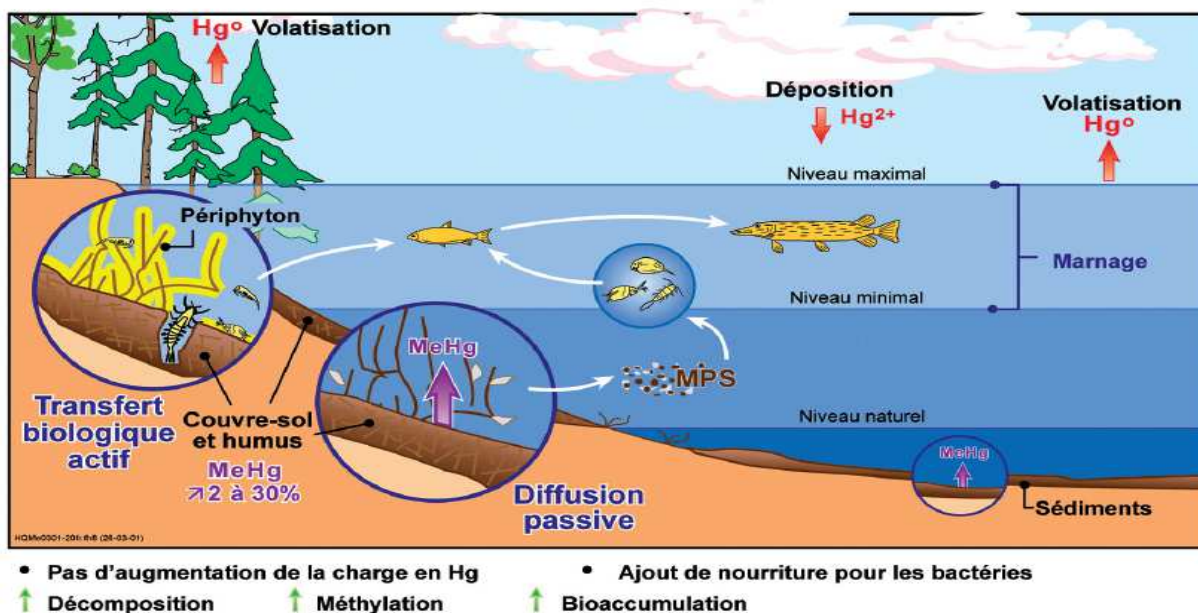


Figure 2.2 Cheminement du mercure peu après la mise en eau des réservoirs (tiré de Schetagne, 2006)

En aval des réservoirs hydroélectriques, il y a du mercure qui a été exporté dans les conduites forcées des barrages; ceci a lieu via les débris organiques en suspension dans l'eau, le plancton, les insectes aquatiques et les petits poissons riches en mercure (Schetagne *et al.* 2000). Les grands plans d'eau permettent aux matières en suspension contenant du mercure de se déposer au fond, seuls les débris à la dérive sont consommés par les poissons.

Les processus responsables de l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons des réservoirs de La Grande sont temporaires et diminuent avec les années qui suivent l'enneigement. La diffusion passive dans la colonne d'eau du mercure en provenance de la végétation et des sols inondés est limitée dans le temps (figure 2.3). C'est uniquement la partie verte de la végétation inondée qui fournit du méthylmercure. La production de mercure par les bactéries autotrophes est également liée à l'augmentation des éléments nutritifs dans l'eau. L'érosion de matières organiques dans la zone de marnage est maximale lors de la première année et le processus est complété après cinq à dix ans. Le transfert actif du mercure par les insectes fouisseurs des sols inondés et le périphyton est éphémère. C'est aussi le cas pour la décomposition de la matière organique qui est à l'origine du méthylmercure dans les réservoirs. Une grande partie du pourtour du réservoir est transformée en sable, en graviers et en roches (*ibid.*).

Cheminement du mercure plusieurs années après la mise en eau des réservoirs

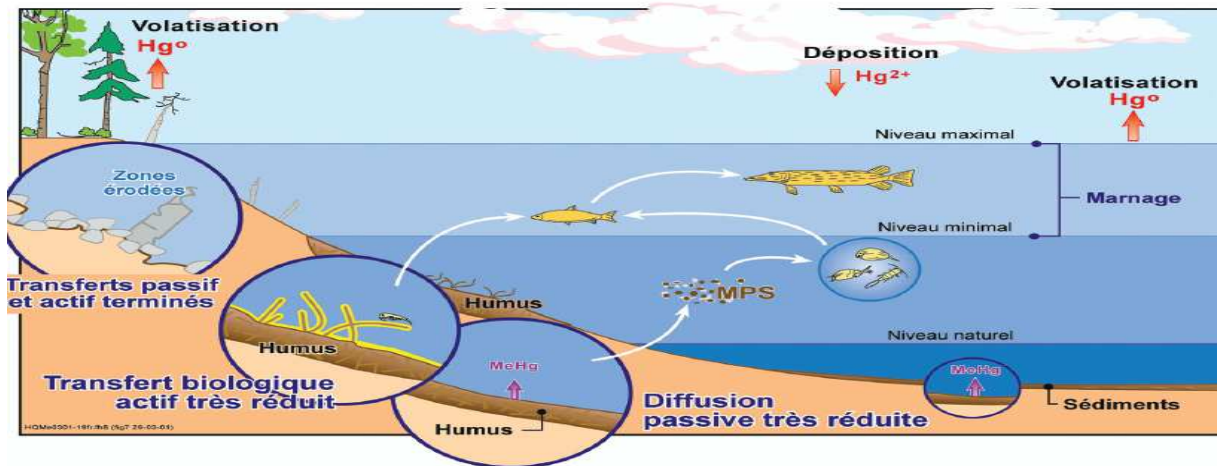


Figure 2.3 Cheminement du mercure plusieurs années après la mise en eau des réservoirs (tiré de Schetagne, 2006)

3. TOXICOLOGIE GÉNÉRALE DU MERCURE

3.1 Bioaccumulation et bioamplification du mercure

Le méthylmercure s'accumule dans les organismes et ce phénomène est appelé bioaccumulation. Ce phénomène renferme la bioconcentration qui est l'accumulation d'un toxique du milieu de vie de l'organisme (eau, air, sol, sédiment). L'autre aspect de la bioaccumulation est le biotransfert. C'est l'accumulation du toxique par l'ingestion de nourriture. Plusieurs analyses sous évaluent la bioaccumulation car seule la bioconcentration est prise en compte, c'est le cas de la modélisation QSAR (Van Coillie, 2011).

La bioamplification des toxiques est une augmentation de la bioaccumulation par la prédation des niveaux trophiques supérieurs. Elle s'explique par trois phénomènes : augmentation du stockage des contaminants dans les tissus, diminution de l'élimination des contaminants et augmentations des transferts alimentaires de ceux-ci (*ibid.*).

Les bioamplification des toxiques ont été étudiées pour une vingtaine de contaminants dont certains métaux lourds comme le mercure dans les milieux aquatiques; c'est également le cas pour quelques composés organochlorés aromatiques de longue durée (*ibid.*).

Dans la littérature, il y a plusieurs données portant sur l'augmentation du mercure avec la chaîne alimentaire. En donnant une valeur de un pour le méthylmercure contenu dans l'eau, la bioamplification du mercure est 10^5 pour le phytoplancton, 10^6 pour le zooplancton et les poissons benthivores et 10^7 pour les poissons piscivores, les oiseaux et les humains (Environnement Canada, 2010).

Ces augmentations énormes de mercure selon les niveaux trophiques proviennent d'une étude expérimentale en microcosme et non pas du milieu naturel. Des niveaux trophiques d'augmentation naturelle du mercure sont présentés pour les besoins de cet essai dans les paragraphes qui suivent.

La bioamplification du mercure dans un lac naturel Nipissing des hautes Laurentides est la suivante : la concentration de mercure est 0,1 µg/l dans l'eau, 1 µg/kg à 5 µg/kg dans le phytoplancton, 10 µg/kg à 25 µg/kg dans le zooplancton, 30 µg/kg à 400 µg/kg dans les poissons

benthivores, 100 µg/kg à 600 µg/kg dans les poissons piscivores et 900 µg/kg à 4 000 µg/kg dans les oiseaux et les mammifères piscivores. (Van Coillie, 1998)

Dans un lac pollué comme le lac St-Clair en Ontario, il y a cinq fois plus de mercure concentré au départ dans les algues que dans un lac naturel (0,5 µg/l). Dans les algues, 5 à 9 µg/kg sont constatés. Dans le zooplancton, la concentration est 50 µg/kg à 300 µg/kg; dans les poissons benthivores, elle est 400 µg/kg à 800 µg/kg et dans les poissons carnivores 700 µg/kg à 3000 µg/kg. Chez les oiseaux et les mammifères piscivores, le mercure est accumulé à une concentration de 1500 µg/kg à 9000 µg/kg. Le tableau 3.1 illustre cette séquence de bioamplification du mercure (*ibid.*).

Tableau 3.1 Bioamplification du mercure dans un lac pollué

Lac St-Clair, près de Sarnia, Ontario, Canada				
Pollution pétrolière				
Bioamplification en µg Hg/kg			Rapports	
Niveaux trophiques	Minimum	Maximum		
eau	0.5	0.5		
a. Algues	5	9	10	18
b. Zooplancton	50	300	100	600
c. Poissons benthivores	400	800	800	1600
d. Poissons carnivores	700	3000	1400	6000
e. Oiseaux et mammifères piscivores	1500	9000	3000	18000

(Tiré de Van Coillie, 1998)

La bioaccumulation du mercure dans une rivière normale (source confidentielle) est moindre. Au départ, dans le plancton de cette rivière naturelle, il y a 10 000 fois moins de mercure que dans le zooplancton du lac Saint-Clair. Chaque niveau trophique a les teneurs suivantes de mercure : 0,005 mg/kg dans le plancton, 0,6 mg/kg dans les poissons proies et 1,2 mg/kg dans les poissons prédateurs. Le tableau 3.2 illustre cette chaîne séquentielle de la bioamplification du mercure dans une rivière naturelle (*ibid.*).

Dans une rivière polluée (source confidentielle), le mercure est 60 fois plus concentré dans le plancton et le benthos que dans la rivière naturelle, soit 0,3 mg/kg versus 0,005 mg/kg dans la rivière normale. Dans l'estomac des poissons avalés, la teneur en mercure est 3,1 mg/kg et, dans les

muscles des poissons prédateurs, elle est de 1,2 à 5,8 mg/kg. Le tableau 3.3 présente les données et les rapports de bioamplification du mercure dans ce milieu pollué (*ibid.*).

Tableau 3.2 Bioamplification du mercure dans une rivière normale (source confidentielle)

Rivière normale				
Bioamplification en mg Hg/kg			Rapports	
Niveaux trophiques	Minimum	Maximum		
a. Plancton	0.005	0.005		
b. Dans l'estomac de la proie	0.6	0.6	120	120
c. Dans le muscle du prédateur	1.2	1.2	240	240

(Tiré de Van Coillie, 1998)

Tableau 3.3 Bioamplification du mercure dans une rivière polluée

Rivière polluée				
Bioamplification en mg Hg/kg			Rapports	
Niveaux trophiques	Minimum	Maximum		
a. Plancton	0.3	0.3		
b. Dans l'estomac de la proie	3.1	3.1	10	10
c. Dans le muscle du prédateur	1.2	5.8	4	19

(Tiré de Van Coillie, 1998)

3.2 Métabolisme du méthylmercure

L'ingestion du méthylmercure est surtout faite dans la fonction gastro-intestinale. Ensuite il est réparti dans le corps humain en quatre jours. Les concentrations de méthylmercure sont six fois plus grandes dans le cerveau que dans le sang et ses teneurs dans celui-ci sont vingt fois plus importantes dans les globules rouges que dans le plasma. Dans les cheveux, les concentrations de mercure sont 250 fois plus grandes que dans le sang. Le cheveu est très utile pour mesurer le taux de mercure chez un individu. Le cheveu pousse d'un cm par mois; ceci permet de suivre une évolution du mercure chez un individu avec le temps. Chez les femmes enceintes, le cordon ombilical contient une fois et demi plus de mercure que dans le sang de la mère (Hydro-Québec, 2007). Les teneurs de

méthylmercure sont différentes selon les espèces animales et même chez les individus d'une même espèce.

Le méthylmercure absorbé est rapidement transformé en mercure inorganique Hg^{++} qui est éliminé par les fèces à plus de 90 %. La transformation du méthylmercure en mercure inorganique est importante car c'est la forme inorganique qui est éliminée. Le foie sécrète dans la vésicule biliaire du mercure méthylé et inorganique. Le méthylmercure est réabsorbé par les intestins et revient au foie par la voie sanguine. Par contre, le mercure inorganique est rejeté par la voie fécale et n'est pas réabsorbé. Les microbes de la flore intestinale accélèrent la transformation du méthylmercure en mercure inorganique. Le taux d'excrétion du méthylmercure est proportionnel à la masse corporelle de chaque individu. Le temps de demi-vie du mercure dans le sang varie d'un individu à un autre; il est d'environ 70 jours (*ibid.*).

Le méthylmercure des poissons est très bien absorbé par l'humain : près de 95 % du méthylmercure provenant du poisson et ingérés par l'humain sont distribués dans tous les tissus en approximativement 30 heures. Durant ce délai, 10 % du méthylmercure sont dirigés vers le cerveau et 5 % demeurent dans le sang (Lui *et al.*, 2008).

3.3 Toxicocinétique du mercure chez l'humain

La toxicocinétique étudie le cheminement d'une substance toxique entre son entrée dans le corps humain, sa distribution dans les tissus et sa sortie de l'organisme. Pour que les substances toxiques atteignent les principaux lieux d'absorption dans le corps humain qui sont humides, les substances (épiderme, intestin et poumon) doivent être hydrosolubles (Van Coillie, 2011).

Ensuite, pour traverser les membranes cellulaires des lieux d'absorption, les contaminants doivent en plus être liposolubles. Il y a deux moyens pour traverser celles-ci. En premier lieu, ils peuvent se dissoudre dans les lipides des membranes cellulaires. À cette fin, les contaminants doivent pouvoir respecter les trois caractéristiques suivantes: coefficient de partage octanol/eau élevé, portion ionique faible et un volume moléculaire faible. L'absorption passive du mercure par liposolubilité membranaire décroît selon sa spéciation : $\text{CH}_3\text{Hg}^+ > \text{C}_6\text{H}_5\text{Hg}^+ > \text{Hg}^0 > \text{Hg}^{2+}$ (*ibid.*). La seconde façon d'entrer dans les cellules est le transport actif. Cette façon demande un apport énergétique. Des taxis moléculaires transportent des ions dans les cellules. Les places sont limitées et les ions mercuriques

sont en compétition avec les nombreux ions de calcium et autres pour se rendre à travers les membranes cellulaires (*ibid.*).

La distribution des contaminants dans les différents organes dépend de trois facteurs : la durée d'absorption, le lieu d'absorption (tractus digestif, poumon et épiderme) et la spéciation du contaminant. Ce dernier aspect est très important pour l'étude du mercure. Le méthylmercure migre vers les globules rouges, muscles, tissus nerveux et cheveux alors que le mercure ionique Hg^{2+} inorganique se localise dans le plasma, le foie et les reins (*ibid.*).

Les systèmes circulatoires sanguin et lymphatique distribuent les contaminants dans les tissus et organes. Les protéines du plasma comme les métallothionéines peuvent transporter du mercure. Cependant, il y a des barrières hématoencéphalique du cerveau, hématoplacentaire du fœtus et cérébrospinale du système nerveux central. À la suite de sa distribution, le mercure se retrouve dans des organes et des tissus. Le foie synthétise des protéines qui fixent des métaux lourds. Les gaines lipidiques des tissus nerveux sont des lieux d'accueil préférentiels pour le méthylmercure qui est un toxique organique lipophile. Le mercure se lie aux protéines des cheveux à long terme. La plupart des contaminants peuvent être biotransformés par oxydation, réductions et hydrolyses pour en faciliter l'évacuation. Toutefois, les métaux lourds ne sont pas biotransformés. De plus, le méthylmercure est moins polaire et hydrosoluble et devient ainsi plus difficile à évacuer que s'il était sous forme de mercure inorganique (*ibid.*).

L'excrétion du méthylmercure est faible. En effet, par la voie urinaire, une grande partie des contaminants peu polaires est réabsorbée dans l'organisme. Par la voie hépatique, la bile du foie rejette des contaminants comme le méthylmercure; cependant, avant la sortie anale, il y a une réabsorption de métaux toxiques comme le mercure en compétition avec le calcium, le sodium et le potassium. Lors des sécrétions mammaires, le mercure peut remplacer le calcium du lait par compétition (*ibid.*).

La rétention dans l'organisme d'un contaminant se mesure en demi-vie. L'élimination complète de plusieurs contaminants comme le méthylmercure, peut prendre plus de cinq demi-vies. Voici quelques demi-vies pour le méthylmercure pour différents organismes et organes; humain : 60 jours à 80 jours; cheveux : 35 jours à 189 jours; cerveau : 270 jours; poissons piscivores : 600 jours;

poissons non piscivores : < 300 jours; chat : 76 jours; poils des chats : 117 jours; souris : 6 jours à 7 jours; poulet : 70 jours (*ibid.*).

Neuf facteurs influencent les demi-vies des contaminants: leur spéciation, l'espèce, la phase d'élimination du toxique, le tissu biologique, l'âge, le sexe, la température et la durée d'exposition. Le méthylmercure a une longue demi-vie chez les poissons pour les raisons mentionnées ci-après : une phase d'élimination lente, une rétention qui augmente avec l'âge et une durée d'exposition longue (*ibid.*).

3.4 Toxicodynamique du mercure chez l'humain

La toxicodynamique explique le mécanisme de toxicité d'une substance dans l'organisme. Le méthylmercure inhibe plusieurs enzymes et protéines en se liant aux radicaux SH de leurs acides aminés cystéines surtout celles des cellules nerveuses, entre autres, au niveau de leur pompe de sodium et potassium (Van Coillie, 2011).

Cette pompe fournit un déséquilibre ionique entre l'intérieur de la cellule nerveuse et son milieu extérieur (plasma). Elle importe plus de potassium à l'intérieur et exporte plus de sodium à l'extérieur. La polarisation de la membrane de la cellule est due au fait qu'il y a plus d'exportation de sodium que d'importation de potassium. Il y a donc une charge positive à l'extérieur et une charge négative à l'intérieur; ceci génère un potentiel électrochimique de 60 mvolts. Il faut à cette fin 5000 transports actifs de sodium et de potassium par millième de seconde (*ibid.*). Un stimulus qui vient exciter la membrane de la cellule nerveuse fait passer la pompe de sodium/potassium à 100 mvolts pendant 0,0002 seconde à 0,010 seconde et le transport actif augmente alors 250 000 ions par millième de seconde. Par la suite, il y a régénération de la pompe pour un fonctionnement normal pendant 0,040 seconde à 0,060 seconde (*ibid.*).

Le méthylmercure entraîne une réduction de la vitesse de régénération de la pompe de sodium/potassium en bloquant les transports de sodium et de potassium. Ce phénomène est la cause de la maladie de Minamata, à savoir une diminution du système nerveux sensoriel, des champs de vision plus flous, une parasthésie, une ataxie et un effet sur le système nerveux coordonnateur (*ibid.*).

Le méthylmercure peut aussi prendre la place de métabolites. De fait, le méthylmercure mime un élément du glutathion et forme du méthylmercure cystéine. Il prend alors la place de la méthionine et traverse la barrière hématoencéphalique pour agir sur le cerveau (*ibid.*).

Le mercure est un allergène reconnu. Les principales manifestations allergiques du mercure sont les suivantes : arthrite rhumatoïde, lupus et pneumonie. Ses allergies peuvent également être retardées et causer à long terme, un asthme, un eczéma et des inflammations générées par des macrophages et des lymphocytesT (*ibid.*).

Le méthylmercure et le mercure inorganique sont des toxiques immunodépresseurs qui réduisent les anticorps et les mécanismes immunitaires. Ils agissent par compétition et mimétisme (*ibid.*).

Ils peuvent aussi provoquer des stimulations avec des effets non nocifs. Par exemple, ils stimulent une synthèse de métallothionéines qui sont des minuscules protéines riches en acides aminés avec des sulfures; elles sont sécrétées par le foie, les reins et l'hépatopancréas et captent des ions libres des métaux (*ibid.*).

3.5 Symptômes d'intoxication au mercure

Ces symptômes apparaissent quelques mois après le début de l'exposition. Tout d'abord, une parathésie apparaît. Elle est un engourdissement des extrémités du corps et de la bouche. Les concentrations de mercure dans les cheveux sont alors de 250 mg/kg à 500 mg/kg. L'OMS estime que des individus plus sensibles pourraient être affectés à des concentrations plus basses, soit 50 mg/kg à 100 mg/kg dans les cheveux. À des concentrations de 500 mg/kg à 1500 mg/kg dans les cheveux, les individus ont un manque de coordination, une difficulté voire une incapacité à parler, un rétrécissement de leur champ visuel, une diminution de leur capacité auditive et une difficulté à ressentir la douleur. Par contre, des corrélations entre les teneurs de méthylmercure et des maladies cardiovasculaires n'ont pas été établies. En effet, des individus qui ont consommé du poisson provenant du territoire de la baie de Minamata et qui avaient des concentrations de mercure dépassant 100 mg/kg dans leurs cheveux, n'ont pas eu des taux de mortalité dus à des maladies cardiovasculaires plus élevés que chez des personnes de la même région qui avaient moins de mercure. De plus, les Indiens de la région du Nord du Québec, qui contenaient 10 mg/kg de méthylmercure dans leurs cheveux, avaient un taux de mortalité par maladie cardiovasculaire

beaucoup plus bas que la moyenne du reste des habitants de du Québec. Depuis que la teneur de méthylmercure a grandement diminué chez des indiens Cris, leur taux de maladies cardiovasculaires se rapproche de celui des autres québécois. Subséquemment, les effets cardiovasculaires n'ont pas été pris en compte pour les recommandations des guides de consommation de poissons.

L'Organisation mondiale de la Santé et Santé Canada (Santé Canada, 2009) ont établi en 1972 que la concentration de mercure de 50 mg/kg dans les cheveux pourrait causer le premier stade de la maladie de Minamata, soit l'engourdissement des extrémités du corps pour une population non exposée au méthylmercure chez les sujets les plus sensibles.

À la suite d'études menées aux îles Seychelles et aux îles Féroé, il a clairement été établi que le fœtus et l'enfant sont plus sensibles que les adultes au méthylmercure lors du développement du système nerveux, l'Organisation mondiale de la santé a révisé ses recommandations en 2004 et a établi que 14 mg/kg dans les cheveux de la mère comme niveau sans effet indésirable pour le fœtus (Hydro-Québec, 2007).

L'ensemble des données connues actuellement concernant les concentrations de mercure dans les cheveux des humains et les effets sur le fœtus et les adultes peut être résumé comme suit : moins de 10 mg/kg ne provoquent aucun effet chez le fœtus et l'adulte; entre 10 mg/kg et 15 mg/kg n'entraînent aucun effet chez l'adulte mais ils sont le seuil au-delà duquel des effets affectant le développement peuvent apparaître chez le fœtus; de 15 mg/kg à 50 mg/kg ingérés durant plusieurs années par l'adulte peuvent perturber la coordination des mouvements chez le fœtus et provoquer une atteinte au développement normal chez ce dernier; de 50 mg/kg à 250 mg/kg peuvent affecter le système nerveux chez les adultes les plus sensibles et induire un retard de développement chez le fœtus; de 250 mg/kg à 1500 mg/kg, les sens sont atteints chez les adultes et il y a un risque de malformation congénitale et de mortalité (*ibid.*).

4. RÉSERVOIRS HYDROÉLECTRIQUES ET LEURS POISSONS DANS LE NORD DU QUÉBEC

4.1 Réservoirs hydroélectriques

Les réservoirs de la phase 1 de l'aménagement hydroélectrique dans le Nord du Québec, sont ceux qui sont analysés dans la présente étude pour la période de 1973 à 1985. Ils alimentent trois centrales qui fournissent une puissance de 10 283 Mw. Le réservoir de tête est celui de Caniapiscau. Il a un rôle de régulateur annuel et il apporte un débit moyen annuel de 790 m³/s. Le réservoir Opinaca est le plus méridional des réservoirs de la première phase. Il permet un transfert de 845m³/s d'eau vers le réservoir Robert-Bourassa. Ce dernier constitue le troisième réservoir de la phase 1 (tableaux 4.1 et 4.2). Avec l'ajout des dérivations EOL et Laforge, le potentiel énergétique double et passe de 1700 m³/s à 3400 m³/s. Le débit hivernal est multiplié par un facteur de huit à dix. Les réservoirs de la phase 2 alimentent les cinq centrales suivantes : LG1, LG2-A, Laforge 1, Laforge 2 et Brisay. Ces dernières cumulent 4955 Mw et nécessitent seulement deux nouveaux réservoirs, à savoir LG1 et Laforge 1 (tableau 4.1).

Tableau 4.1 Centrales du secteur 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
Total	65	15 238				

(tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002).

Tableau 4.2 Caractéristiques des réservoirs du secteur La Grande

Caractéristiques des réservoirs							
Réservoir (et période de mise en eau)	Marnage annuel moyen observé (m)	Superficie maximale du plan d'eau (km ²)	Superficie terrestre maximale inondée (km ²)	Profondeur moyenne (m)	Volume d'eau maximal (km ³)	Temps de séjour théorique (mois)	Débit moyen annuel (m ³ /s)
Robert-Bourassa (novembre 1978 à décembre 1979)	3,3	2835	2630	22	61,7	6,9	3374
Opinaca (avril 1981 à août 1984)	3,6	1040	740	8,2	8,4	3,8	845
Caniapiscau (octobre 1981 à septembre 1984)	2,1	4275	3430	16,8	53,8	25,8	790

(modifié de Hydro-Québec et Génivar, 2002)

4.2 Choix des poissons des réservoirs hydroélectriques

Dans la présente étude, le choix des espèces de poissons a été fait selon leur abondance et leur répartition générale dans le Nord du Québec. Pour les réservoirs de l'étude dans le secteur ouest, soit Robert-Bourassa et Opinaca, le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*, COCL), le grand brochet (*Esox lucius*, ESLU) et le doré jaune (*Sander vitreus*, STVI) ont été sélectionnés aux longueurs standardisées. Pour le secteur est, il n'y a que le doré jaune qui n'est pas pris en compte puisqu'il est absent de ce secteur. En effet, la séparation entre les secteurs ouest et est du complexe La Grande est basée sur la présence ou l'absence de deux espèces de poissons, à savoir le doré jaune et le cisco de lac. Ces derniers vivent uniquement dans le secteur ouest et la ligne de démarcation est située à la limite de la présence de ces deux espèces de poisson (*ibid*).

4.2.1 ESLU



Figure 4.1. Grand brochet (tiré de MRNF, 2011)

Le grand brochet (figure 4.1) a les concentrations de mercure les plus élevées parmi toutes les espèces analysées. Dès la fin de son premier été, le jeune grand brochet adopte un comportement piscivore et mange des poissons qui ont une longueur aux trois quarts de sa propre taille (Schetagne *et al.*, 2002). Il consomme des corégones deux à trois fois plus grands que ceux mangés par le doré. Son régime alimentaire est constitué d'un maximum de 60 % de proies piscivores comme du doré jaune, de la lotte et même des brochets d'une grandeur maximale de 500 mm. Il a le taux de croissance le plus rapide. Il est celui qui ingère le plus de poissons. Il vit vieux; dans les lacs naturels du secteur ouest, le grand brochet a une espérance de vie jusqu'à 14 ans et des teneurs en mercure cinq fois plus élevées que celles observées chez les grands corégones (*ibid.*).

En général, les réservoirs ont des teneurs en méthylmercure élevées aussi longtemps que la surpédation est importante. La consommation d'espèces piscivores par le grand brochet a seulement lieu dans les réservoirs Opinaca et Robert-Bourassa (*ibid.*).

4.2.2. STVI



Figure 4.2 Doré jaune (tiré de MRNF, 2011)

Le doré jaune (figure 4.2) est, comme le grand brochet, une espèce piscivore, qui se situe à un niveau trophique élevé de la chaîne alimentaire. Les teneurs en mercure dans le doré jaune sont de quatre à six fois plus élevées que celles des espèces non piscivores. La teneur maximale de mercure est atteinte chez les espèces piscivores en cinq ans. Le régime alimentaire du doré jaune est constitué de corégones de 125 mm en moyenne et d'insectes larvaires et adultes (Schetagne *et al.*, 2002). Comme pour le grand brochet, les concentrations maximales de mercure dans les dorés sont observées de 10 ans à 15 ans après la mise en eau des réservoirs. Au réservoir Opinaca, le retour à des teneurs comparables à celles observées dans les milieux naturels, est constaté 20 ans après la mise en eau du réservoir.

4.2.3 COCL



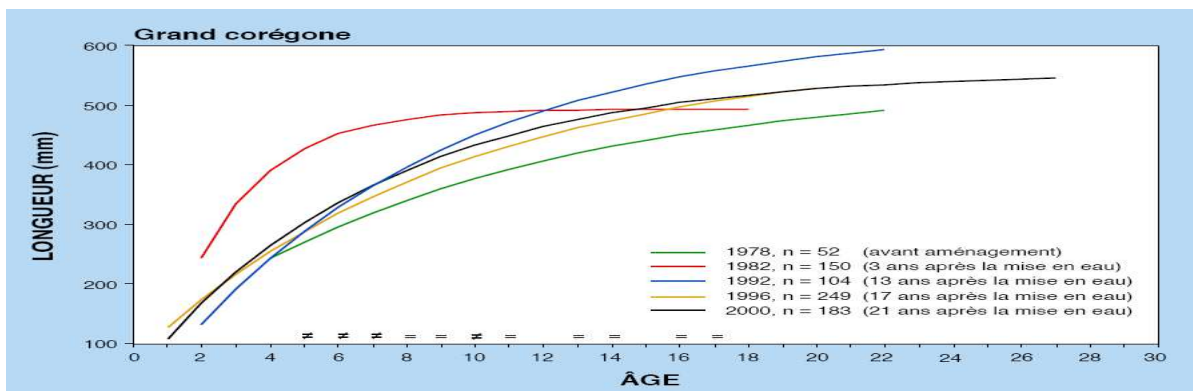
Figure 4.3 Grand corégone (tiré de MRNF, 2011)

Le grand corégone (figure 4.3) est la seule espèce non piscivore étudiée dans le présent essai. Son régime alimentaire est constitué de zooplancton et de benthos de diverses tailles. C'est l'espèce qui a le plus bénéficié des aménagements des réservoirs hydroélectriques; le nombre d'individus a connu une augmentation soutenue après la mise en eau des réservoirs. En effet, comme illustré à la figure 4.4, un effort de pêche avec l'immersion de 24 filets par jour, a permis de dénombrer 52 grands corégones avant les aménagements hydroélectriques en 1978 et ce nombre a augmenté jusqu'à 183 grands corégones en 2000.

Les teneurs moyennes du mercure des grands corégones du secteur ouest s'étendent de 0,05 mg/kg à 0,20 mg/kg. Les concentrations maximales de mercure sont atteintes de cinq à dix ans à la suite de la mise en eau dans tous les réservoirs de la phase 1. Ces concentrations redeviennent équivalentes à des teneurs de mercure des lacs naturels de 10 ans à 20 ans après la mise en eau des réservoirs (*ibid*). Les différences de concentrations de mercure entre le grand corégone et le grand brochet sont moins élevées dans le secteur est que dans le secteur ouest. Ceci peut s'expliquer par les différences

suivantes entre les deux secteurs : la superficie inondée, le volume d'eau annuel, la durée du temps de remplissage du réservoir et le pourcentage inondé dans la zone de marnage qui a peu de matières organiques colonisées par des organismes benthiques responsables d'une grande partie du transfert du méthylmercure au poisson.

Figure 4.4 Augmentation du grand corégone



(tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002)

Dans le réservoir Robert-Bourassa, les corégones constituent 5 % du régime alimentaire des grands brochets tandis que les espèces piscivores sont les proies du grand brochet dans une proportion de plus de 60 %. Ceci augmente la bioamplification du mercure.

Pour tous les réservoirs de la phase 1, les espèces non piscivores ont une teneur en mercure inférieure à la norme canadienne 0,5 mg de mercure total/kg. Les espèces piscivores peuvent la dépasser de trois à huit fois.

4.3 Rapport superficie/volume des poissons dans les réservoirs hydroélectriques

Le rapport superficie/volume des poissons (S/V) dans les réservoirs hydroélectriques est un facteur important pour leur potentiel de bioaccumulation du mercure. Entre autres, il permet de différencier les réservoirs du secteur ouest entre eux. Toutefois, pour le réservoir Caniapiscau, le rapport S/V est très élevé, soit 115. Signalons à ce sujet qu'il a fallu 35 mois pour remplir ce réservoir, ce qui est long. De plus, le pourcentage d'inondation dans la zone de marnage est 65 %. En outre, les eaux plus froides et la végétation moins riche en matière organique entraînent des teneurs en mercure plus faibles dans ce réservoir que celles des réservoirs étudiés du secteur ouest. Ajoutons que le volume

d'eau transitant dans le réservoir s'avère un élément capital car il permet de diluer le mercure dans la colonne d'eau et augmente son transfert vers l'aval du réservoir. Plus le S/V est élevé, plus la teneur du méthylmercure monte. S'il y a moins de dilution, moins de méthylmercure est exporté vers l'aval; subséquemment, le méthylmercure demeure en plus grande quantité dans le réservoir et plus il y a de méthylmercure dans les poissons dans celui-ci.

Au complexe La Grande, les sols forestiers étant très minces, les actions des vagues qui érodent les rives sont faibles et favorisent des eaux profondes et froides moins propices à la méthylation du mercure. La zone de marnage et la superficie terrestre inondées et l'année de mise en service des réservoirs sont des caractéristiques déterminantes pour la bioaccumulation du mercure chez les poissons (*ibid.*).

4.4 Comparaison avec d'autres réservoirs

Des retours à des teneurs de mercure comparables à celles retrouvées dans les lacs naturels sont observés dans d'autres réservoirs hydroélectriques au Québec (tableau 4.3). Au réservoir Outardes 2

Région	Meunier rouge (400 mm)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Doré jaune (400 mm)	Touladi (600 mm)
QUÉBEC					
Complexe La Grande					
Secteur ouest	0,12 (0,12 – 0,22)	0,11 (0,05 – 0,20)	0,59 (0,30 – 0,93)	0,60 (0,30 – 1,02)	0,57 (0,23 – 0,89)
Secteur est	0,12 (0,06 – 0,20)	0,17 (0,10 – 0,30)	0,55 (0,36 – 0,94)		0,74 (0,52 – 1,11)
Abitibi					
Haut Saint-Maurice ¹		0,39 (–)	0,74 (–)	1,17* (1,12 – 1,22)	0,52 (–)
Lac Saint-Jean					
Lac Saint-Jean ²		0,22* (0,17 – 0,26)	1,17* (1,07 – 1,31)	0,86* (0,58 – 1,00)	
Lac Kénogami ³	0,22 (0,22 – 0,23)				
Côte-Nord					
Complexes Manic et Outardes		0,10 (–)	0,69 (0,53 – 0,83)		
Complexe Sainte-Marguerite ⁴	0,15*	0,10 (0,08 – 0,25)	0,28		
Région Toulouste ⁵	(0,14 – 0,25)		0,92		
Région Romaine ⁶	0,18 ⁷		0,37		
TERRE-NEUVE					
Labrador					
Région Churchill Falls ⁸	0,14* (–)	0,15 (–)	0,34 (–)		0,51* (–)
MANITOBA					
Région Southern Indian Lake ⁹		0,04* (0,02 – 0,07)	0,22* (0,19 – 0,26)	0,30* (0,22 – 0,45)	
COLOMBIE-BRITANNIQUE					
Région Williston ¹⁰		0,13 (0,05 – 0,18)			0,37 (0,26 – 0,57)

* Teneurs en mercure calculées à partir de la régression linéaire; les autres valeurs ont été calculées à partir de la régression polynomiale avec variables indicatrices. L'étendue des valeurs d'un lac à l'autre est indiquée entre parenthèses.

1 Données tirées de Loranger *et al.* (1996). 2 Données tirées de Belzile et Valentine (1991)

3 Données tirées de Groupe conseil GENIVAR (2002); longueur standardisée de 300 mm. 4 Données tirées de Massicotte *et al.* (2002)

5 Données tirées de Massicotte (2002). 6 Données tirées d'Environnement illimité (2002)

7 Données des meuniers rouges et des touladis tirées de Brouard *et al.* (1990). 7 Données provenant de meuniers noirs

9 Données tirées de Strange *et al.* (1991), Strange (1993), Strange (1995); longueur standardisée : grand corégone : 350 mm; grand brochet : 550 mm

10 Données tirées de EVS Environment Consultants (1999)

(tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002)

à la Côte-Nord, le retour à des teneurs en mercure comparables à celles du milieu naturel a eu lieu 14 ans après sa mise en eau. À Manic 1, le retour a pris 18 ans après l'enneigement et, à Manic 5, il a été constaté après 21 ans. Dans la province du Manitoba, au complexe Churchill-Nelson, le retour a eu lieu de 11 ans à 18 ans après la mise en eau. Au réservoir Smallwood Labrador, les teneurs de mercure sont revenues à des teneurs équivalentes au milieu naturel de la région 15 ans après sa mise en eau. La seule exception notable est mesurée au réservoir Baskatong pour lequel où il n'y a pas eu de retour évident. Ce constat tient au fait qu'il y a eu énormément de drave de bois qui constitue un apport important et constant de matières organiques favorisant le méthylmercure.

5. DISCRIMINATION DES TENEURS DE MERCURE ENTRE LES POISSONS MÂLES ET FEMELLES

À notre connaissance, il n'y a pas de méthode qui distingue la teneur de mercure selon le sexe chez les poissons. Une discrimination de cette teneur selon le sexe est apportée avec le présent essai. Celui-ci constitue ainsi une originalité scientifique. Hydro-Québec a fourni les données brutes obtenues aux stations d'échantillonnage du Complexe La Grande dans le cadre du suivi des teneurs de mercure des poissons de 1978 à 2009. Les données ont été traitées par l'auteur du présent essai avec les collaborations de Jean Therrien, biologiste senior du groupe Génivar, Roger Schetagne, responsable du dossier mercure à Hydro-Québec et Raymond Van Coillie, directeur du présent essai.

5.1 Méthode statistique adoptée

Cette méthode est une régression polynomiale avec des variables indicatrices (annexe 1). Le modèle utilisé dans la présente étude est celui qui est adopté par l'Hydro-Québec pour les analyses des teneurs en mercure des diverses espèces de poissons du Nord du Québec. L'analyse de régression polynomiale avec des variables indicatrices est utilisée depuis 1995. Elle permet de comparer statistiquement des relations d'allure différente et de comparer des teneurs moyennes de mercure selon une longueur standardisée plutôt que des teneurs moyennes de mercure selon toutes les longueurs chez les poissons. Cette régression polynomiale permet une comparaison plus nette des données après la mise en eau des réservoirs. Dans les données d'Hydro-Québec, les teneurs en mercure sont mesurées pour chacun des spécimens de poissons et les longueurs totales (LT) de chaque poisson sont aussi indiquées. Pour obtenir une régression multiple, le logiciel Statgraph© utilise la longueur moyenne des poissons en considérant les intervalles de taille (LTC) et les longueurs centrées au carré (LTC^2). Finalement, la transformation de ces variables permet d'obtenir trois teneurs de mercure pour la longueur standardisée : valeur prédite, valeur minimale et valeur maximale. À la suite de l'enneigement des réservoirs, l'accumulation du mercure est telle que les courbes de la teneur de mercure en fonction de la longueur changent, ce qui rend les taux d'accumulation du mercure incomparables avec ceux précisés antérieurement à la mise en eau avec une méthode strictement linéaire. Une autre approche précédemment employée est la comparaison multiple des moyennes; elle ne fonctionne pas après la mise en eau des réservoirs puisque les longueurs des poissons varient selon les années (Schetagne *et al.*, 2002).

Afin de normaliser les données, sauf pour le doré, des transformations sont nécessaires. La racine

carrée est utilisée dans le cas du grand brochet et le logarithme est adopté pour le grand corégone.

Les courbes obtenues permettent de déceler des intervalles de confiance et des coefficients. Les données de teneurs de mercure peuvent alors être comparées entre elles dans une même analyse avec un intervalle de confiance de 95 %.

Pour pêcher des poissons, des filets de 46 m de longueur avec des mailles de 2,5 cm à 10,2 cm ont été utilisés pour chacune des stations d'échantillonnage; un maximum de 24 filets/jour a été décédé. La fréquence d'échantillonnages des poissons a été une fois tous les deux ans en alternance entre les secteurs ouest et est. Les années paires concernent le secteur ouest (1986, 1988, 1990, 1992...) et les années impaires correspondent au secteur est du complexe La Grande (1987, 1989, 1991...). Lors de l'atteinte du retour aux conditions naturelles, la fréquence d'échantillonnages a été réduite une fois tous les quatre ans.

Les poissons pêchés, qui ont fourni leurs concentrations en mercure, ont été classifiés selon l'espèce et le sexe avant d'être mesurés pour leur longueur totale. Pour le doré, les opercules et les trois premiers rayons de la nageoire dorsale ont été conservés et congelés en vue de la détermination de l'âge. Celle-ci fut faite avec des écailles et des otolithes pour le grand corégone. Pour le grand brochet, les écailles et l'os cleithrum ont été prélevés à cette fin. De plus, un morceau de tissu musculaire de toutes les espèces est expédié au laboratoire d'analyse.

Le contrôle de qualité des échantillons analysés en laboratoire a focalisé les cinq points suivants : répliquabilité (évaluation des fluctuations des résultats pour un même échantillon), limite de détection (concentration minimale pouvant être détectée), répétabilité (variation des résultats selon des conditions d'analyses différentes), récupération (plus le taux de récupération d'un matériau de référence de mercure est élevé, plus il y a absence d'interférences), reproductibilité et justesse (conformité des analyses produites par des laboratoires différents) (Hydro-Québec et Génivar, 1996).

Les longueurs standardisées des poissons étudiés sont 400 mm pour le STVI et le COCL. Pour le ESLU, la longueur standardisée est 700 mm.

5.2 Plans d'eau retenus

Les plans d'eau concernés dans cette étude du complexe La Grande sont les suivants : le réservoir Robert-Bourassa et le réservoir Opinaca comparativement à deux lacs naturels et le réservoir Caniapiscau qui est comparé avec un lac naturel.

5.2.1 Réservoir Robert-Bourassa

Les stations d'échantillonnage des poissons dans le réservoir Robert-Bourassa sont les suivantes (figure 5.1) : LG2 amont (G2 400), Kanaupacow (G2 402), Bereziuk (G2 403), Coutaceau (G2 404), Toto (G2 405) et LG3 aval (G2 406). Le réservoir est illustré à la figure 5.2.

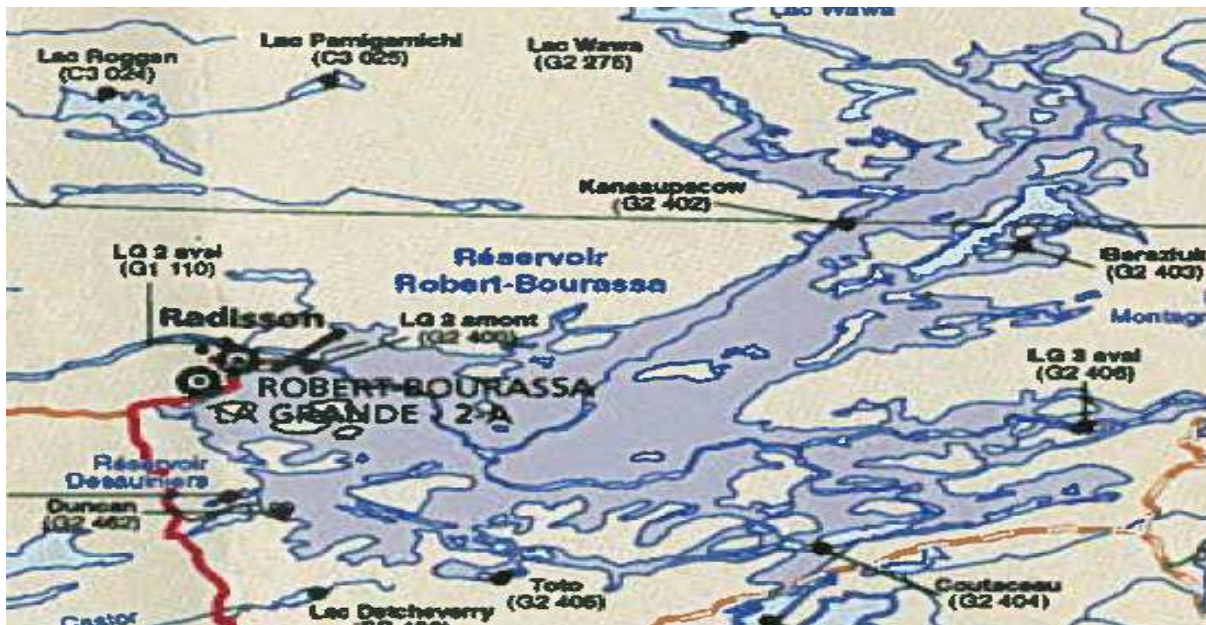


Figure 5.1 Lieux d'échantillonnage au réservoir Robert-Bourassa (tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002)



Figure 5.2 Illustration du barrage et réservoir Robert-Bourassa (tiré de Gouvernement du Québec, 2011a)

5.2.2 Réservoir Opinaca

Le réservoir Opinaca est situé au sud du réservoir Robert-Bourassa, près du 80^e parallèle. Quatre stations d'échantillonnage ont permis de mesurer les teneurs moyennes en mercure pour une longueur standardisée chez des poissons, à savoir Opinaca (EM 400), Noyé (EM 401), Low (EM 402), Eastmain amont (EM 403) à figure 5.3. Le réservoir Opinaca est illustré à la figure 5.4.



Figure 5.3 Stations d'échantillonnages au réservoir Opinaca (tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002)



Figure 5.4 Illustration du réservoir Opinaca (tiré de Hydro-Québec, 2011a)

5.2.3 Trois lacs naturels

Le lac Detcheverry est situé au sud-ouest du réservoir Robert-Bourassa. Il contient la station d'échantillonnages SB 400. L'autre lac naturel du secteur ouest de la Baie-James, est le Lac-Rond-de-poêle; il comporte la station d'échantillonnages EA 302. Il est localisé au sud du 80° parallèle et à l'ouest du réservoir Opinaca (figure 5.5). Il y a aussi le lac Hazeur (figure 5.6).

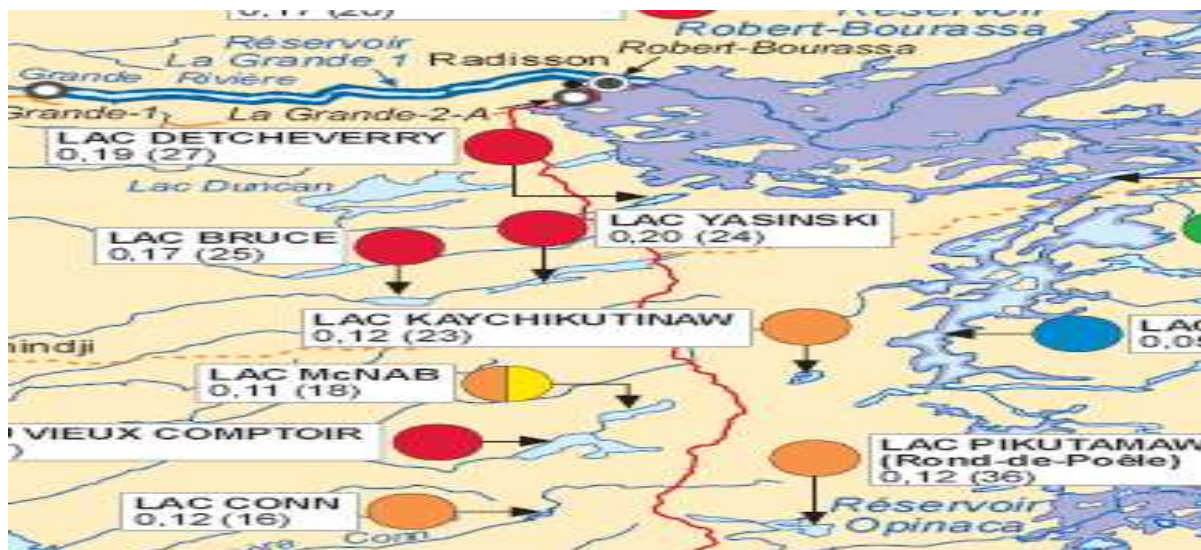


Figure 5.5 Lac Detcheverry et lac Rond-de-poêle (tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002)

Un lac naturel est localisé dans le secteur nord-est, à savoir le lac Hazeur (figure 5.6)

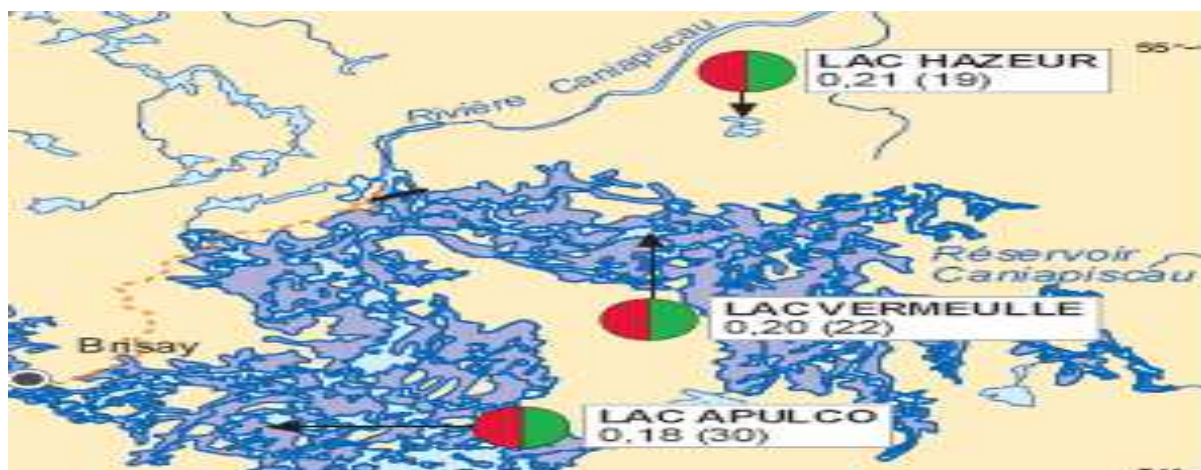


Figure 5.6 Lac Hazeur (tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002)

5.3 STVI

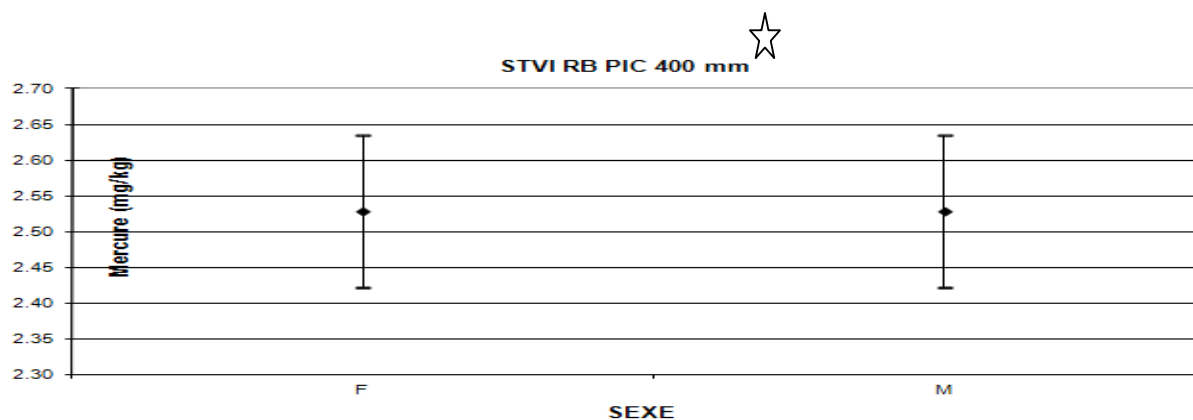
Le STVI est une espèce de poisson qui ne se retrouve pas dans le secteur est de la Jamésie. Il est ainsi une des deux espèces de poisson qui a servi à diviser la région étudiée en deux parties distinctes, soit les secteurs ouest et est de la Jamésie (figure 5.7).



Figure 5.7 Démarcation des secteurs ouest et est (modifié de Hydro-Québec et Génivar, 2002)

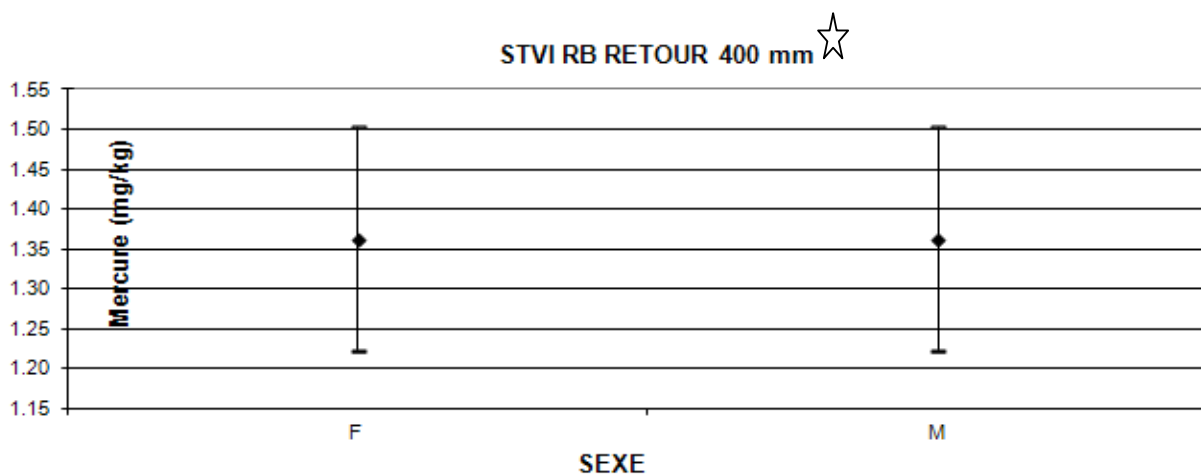
5.3.1 Réservoir Robert-Bourassa

La période de prélèvement des individus de STVI a eu lieu pendant 17 ans entre 1984 et 2000. Un pic du taux de mercure présent dans les poissons du réservoir Robert-Bourassa est observé entre 1984 à 1992. Les teneurs en mercure total pour les longueurs standardisées obtenues chez les mâles et les femelles STVI du réservoir Robert-Bourassa se situent à 2,53 mg/kg.



☆ 400 mm : longueur standardisée

Le retour à des teneurs moyennes de mercure non significativement différentes des teneurs obtenues en milieu naturel débute dès 1998. La teneur obtenue en mercure chez les STVI est alors 1,36 mg/kg chez les mâles comme chez les femelles pour les longueurs standardisées à 400 mm.

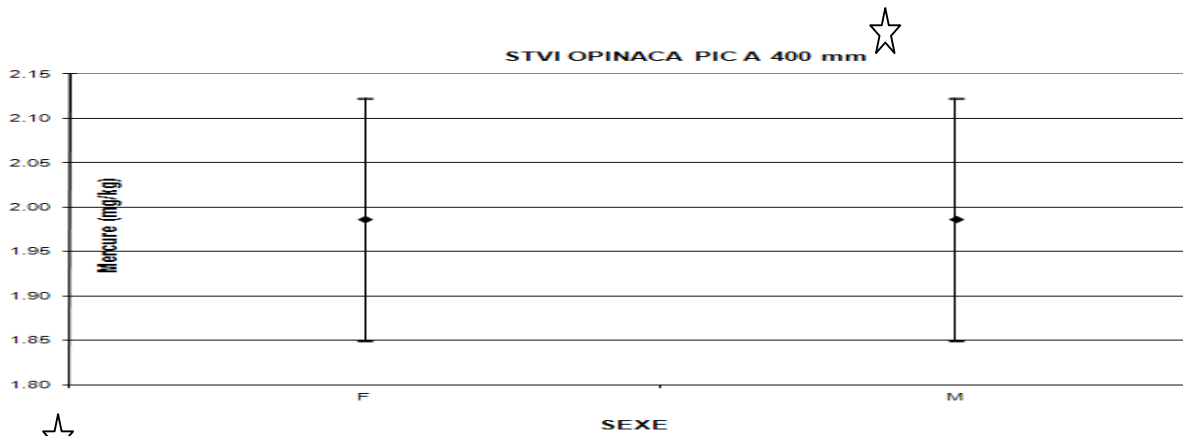


☆ 400 mm : longueur standardisée

5.3.2 Réservoir Opinaca

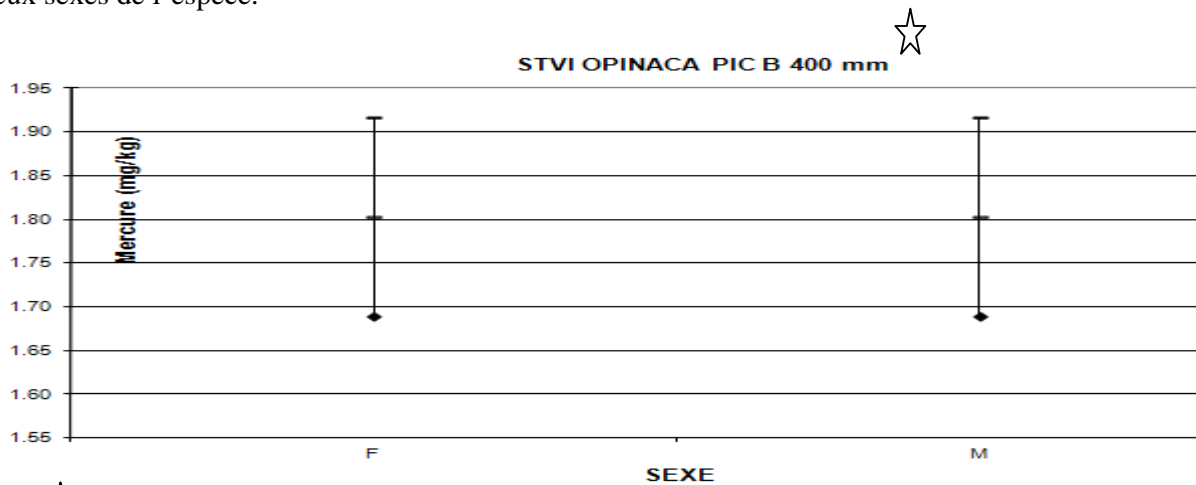
Un pic A de mercure est constaté aux années 1984, 1988 et 1990 et un pic B de mercure est observé en 1984, 1988 et 1992. Le retour à des teneurs moyennes non significativement différentes des teneurs obtenues en milieu naturel a lieu en l'an 2000.

Lors du pic A, les teneurs moyennes standardisées de mercure au réservoir Opinaca sont 1,99 mg/kg chez les mâles comme chez les femelles.



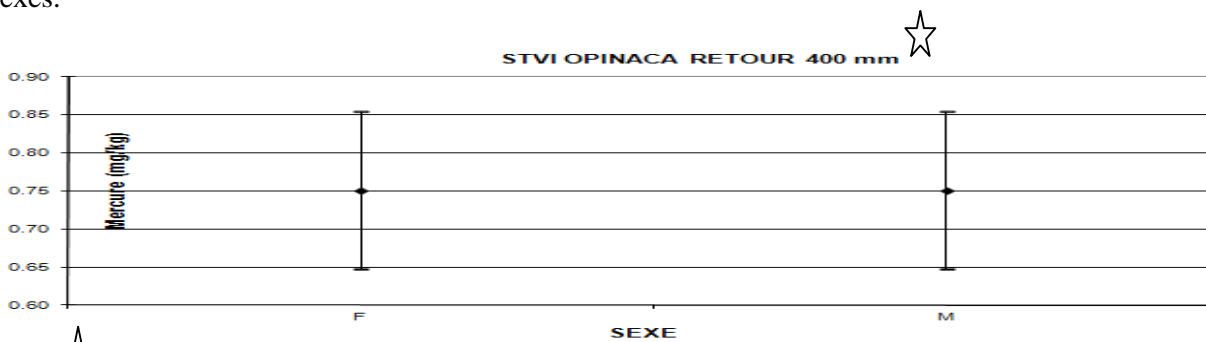
☆ 400 mm: longueur standardisée

Au moment du pic B, les teneurs moyennes standardisées de mercure ont été 1,80 mg/kg chez les deux sexes de l'espèce.



☆ 400 mm : longueur standardisée

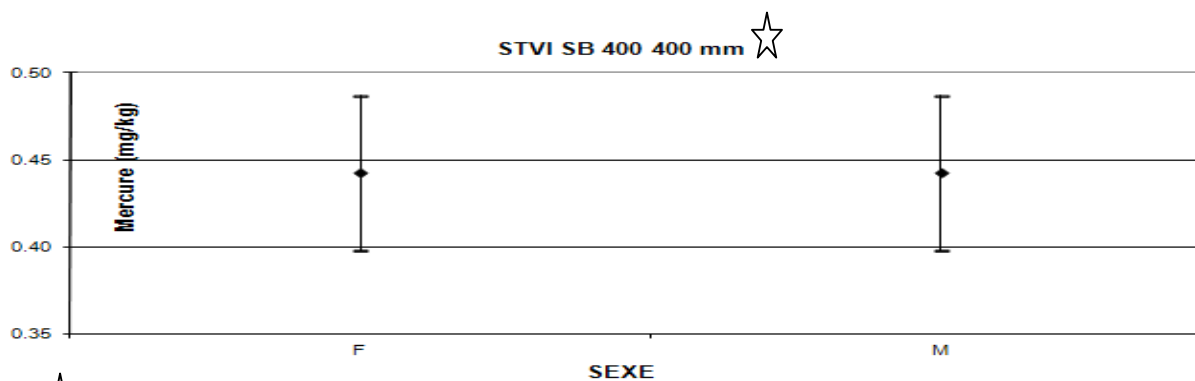
Lors de la période du retour en l'an 2000, les teneurs de mercure étaient 0,75 mg/kg pour chacun des sexes.



☆ 400 mm : longueur standardisée

5.3.3 Lac Detcheverry

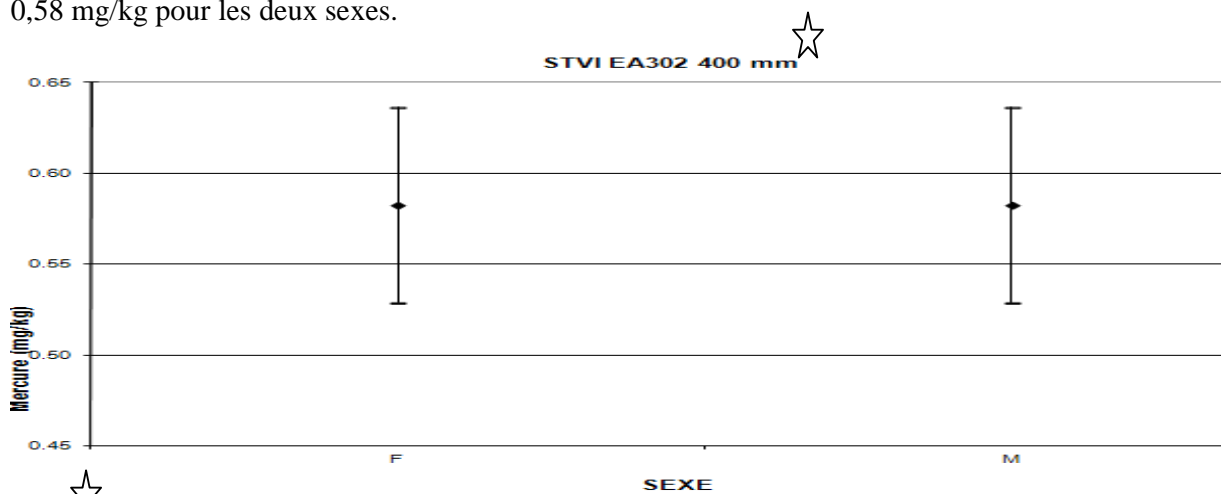
68 femelles et 40 mâles pêchés dans ce lac (SB 400) durant les années 1992 à 2000 ont permis de déterminer une teneur moyenne standardisée de mercure à 0,44 mg/kg. L'étude révèle que les deux sexes de l'espèce ont une même teneur en mercure.



☆ 400 mm : longueur standardisée

5.3.4 Lac-Rond-de-poêle

Les données utilisées pour ce lac (EA 302) dans la présente étude couvrent les années 1998 à 2009. 131 femelles et 32 mâles ont permis de calculer une teneur moyenne standardisée en mercure de 0,58 mg/kg pour les deux sexes.



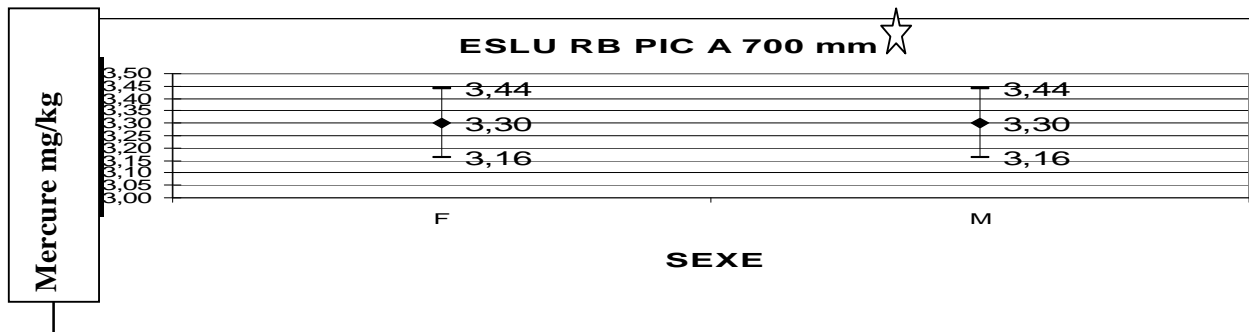
☆ 400 mm : longueur standardisée

Bref, il n'y a pas de différence constatée entre les teneurs de mercure chez les mâles et les femelles de STVI.

5.4 ESLU

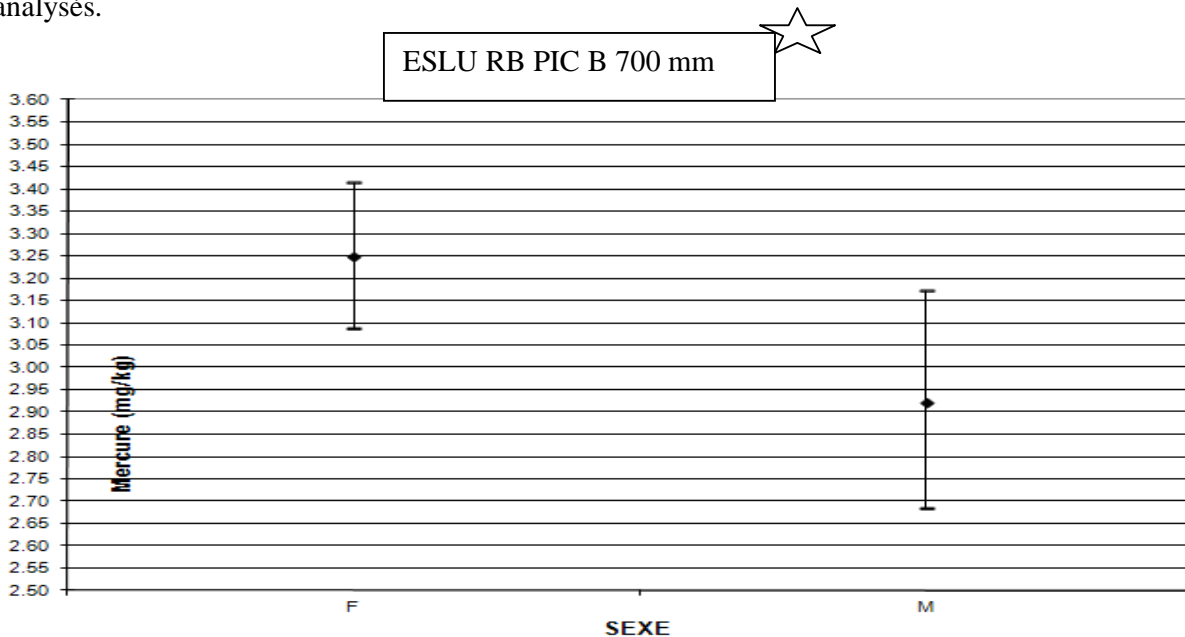
5.4.1 Réservoir Robert-Bourassa

Un pic A s'est produit aux années 1988, 1990 et 1992. 231 individus femelles et 101 mâles de l'espèce ont servi à calculer une teneur moyenne standardisée pour les deux sexes à 3,30 mg/kg.



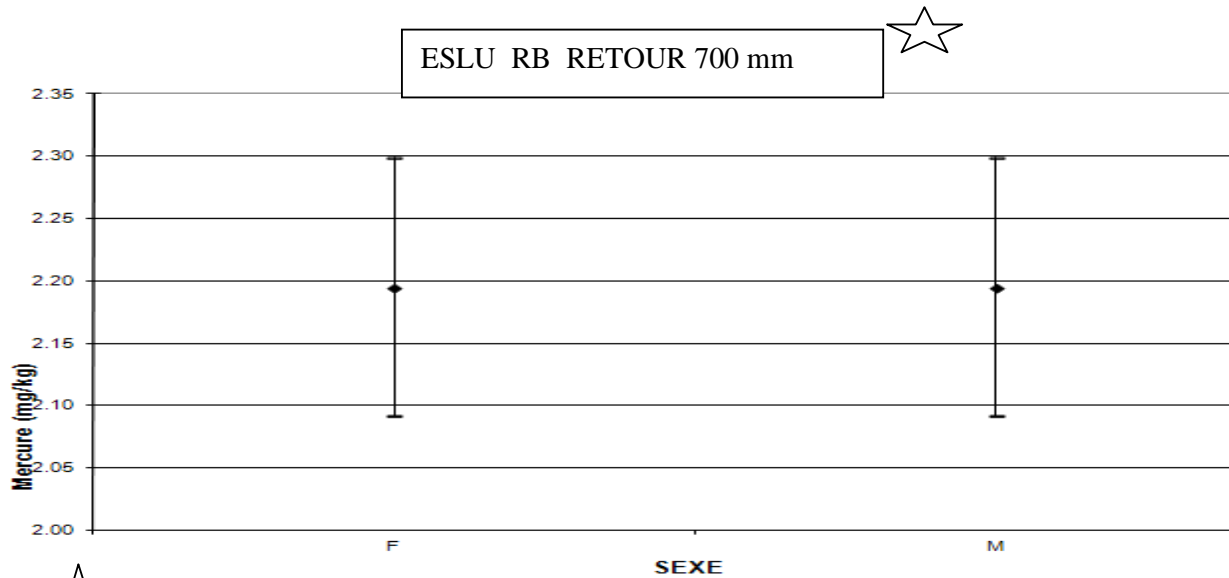
☆ 700 mm : longueur standardisée

Un pic B a été observé en 1988, 1992 et 1994. 259 femelles ont permis de déceler une teneur moyenne standardisée de mercure à 3,25 mg/kg; celle-ci était 2,92 mg/kg chez les 110 mâles analysés.



☆ 700 mm : longueur standardisée

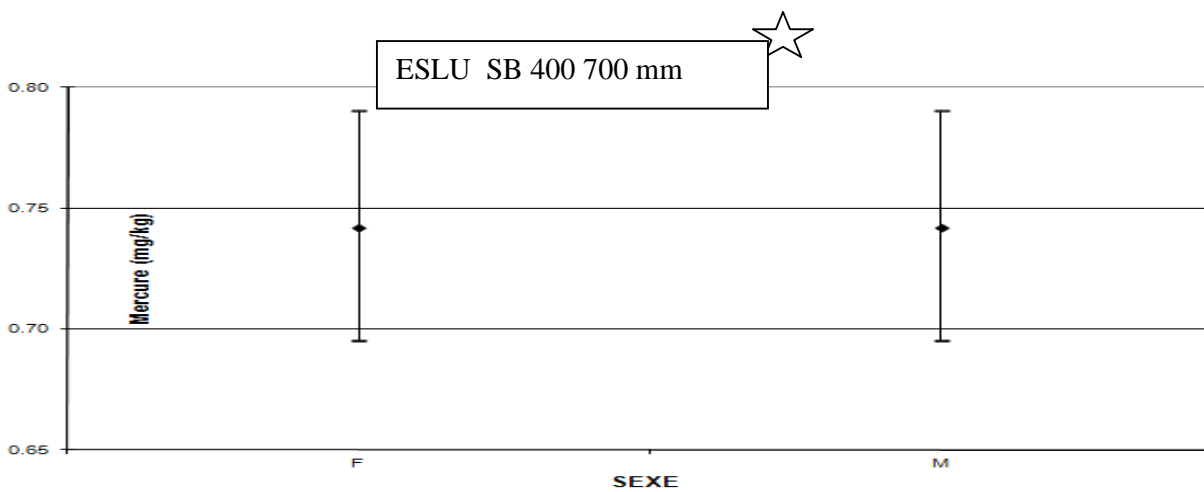
Le retour à des concentrations naturelles de mercure a eu lieu en 1998, 2000 et 2004. L'analyse de 166 femelles et 124 mâles a fourni une teneur en mercure de 2,19 mg/kg pour la longueur standardisée chez les deux sexes.



☆ 700 mm : longueur standardisée

5.4.2 Lac naturel Detcheverry

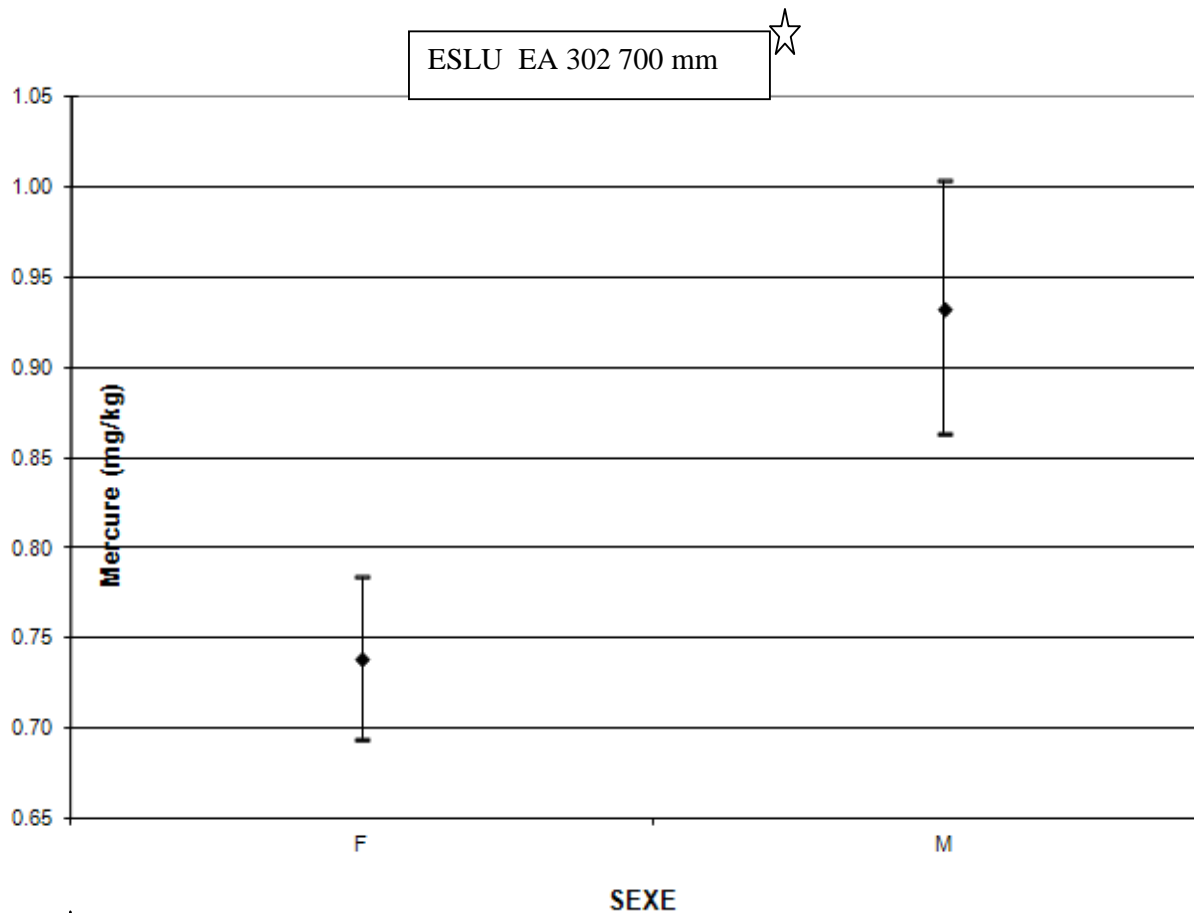
74 femelles et 32 mâles pris entre 1992 et 2008 ont été utilisés pour préciser leurs teneurs en mercure. Celles-ci sont similaires pour les deux sexes de l'espèce, soit 0,74 mg/kg.



☆ 700 mm : longueur standardisée

5.4.3 Lac-Rond-de-poêle

Pour le lac (EA 302), les données de mercure des années 1988 à 2009 ont été utilisées. Les teneurs en mercure sont différentes entre les mâles et les femelles des ESLU. L'analyse de la chair chez 132 femelles a permis de constater une teneur moyenne de mercure de 0,74 mg/kg alors que les mâles avaient une teneur en mercure de 0,93 mg/kg.



☆ 700 mm: longueur standardisée

5.4.4 Réservoir Caniapiscou

Le réservoir Caniapiscou est situé exactement au 54^e parallèle à la longitude 70. Il est dans le secteur est où les STVI ne sont pas présents.

L'échantillonnage retenu pour la présente analyse a eu lieu dans quatre stations (figure 5.8): Brisay (CA 419), Vermeulle (CA 416), Dollier (CA 411) Caniapiscou (CA 413).

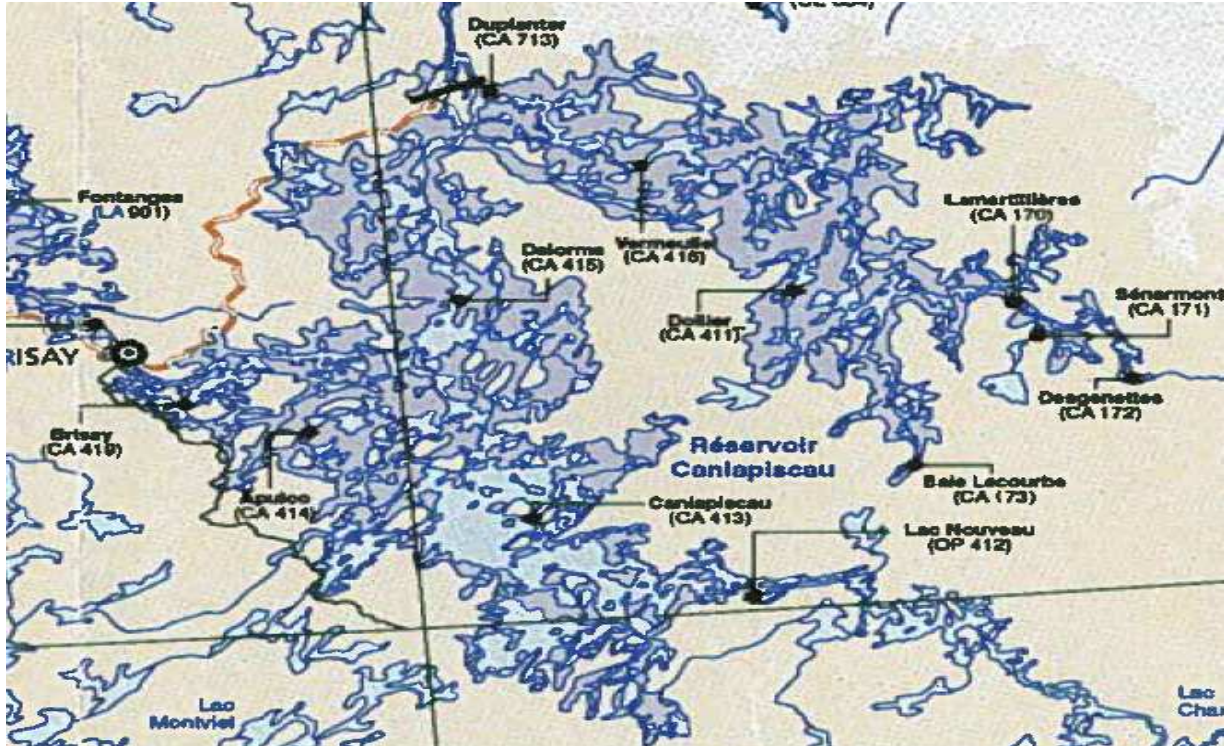


Figure 5.8 Stations d'échantillonnages du réservoir Caniapiscau (tiré de Hydro-Québec et Génivar, 2002)

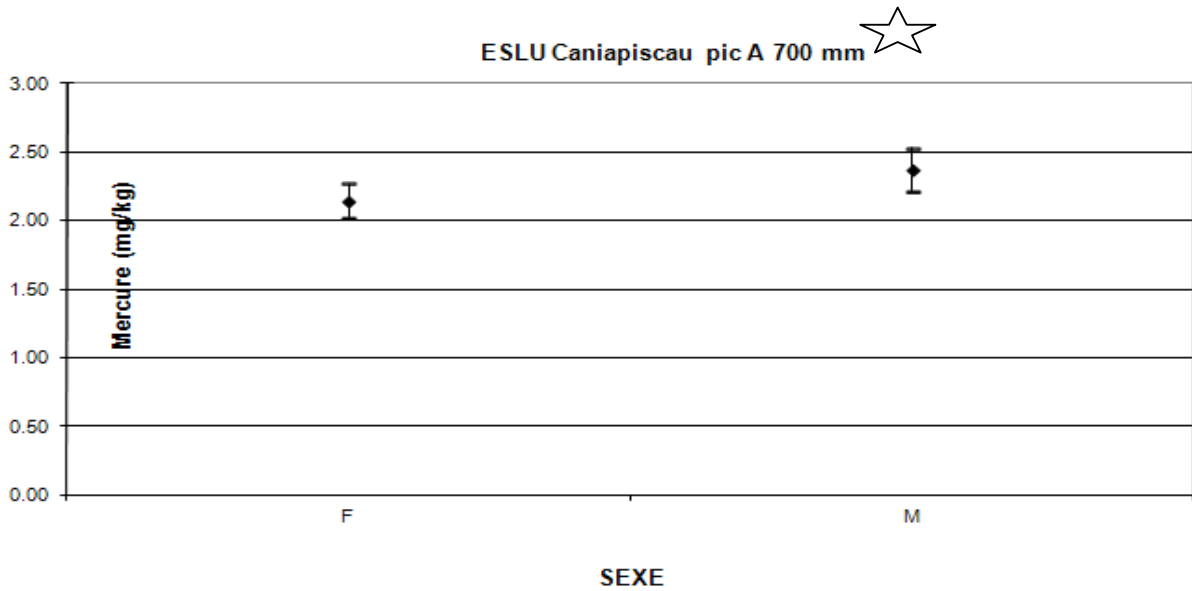
Une illustration du réservoir Caniapiscau est présentée à la figure 5.9.



Figure 5.9 Illustration du réservoir Caniapiscau (tiré de Hydro-Québec, 2011b).

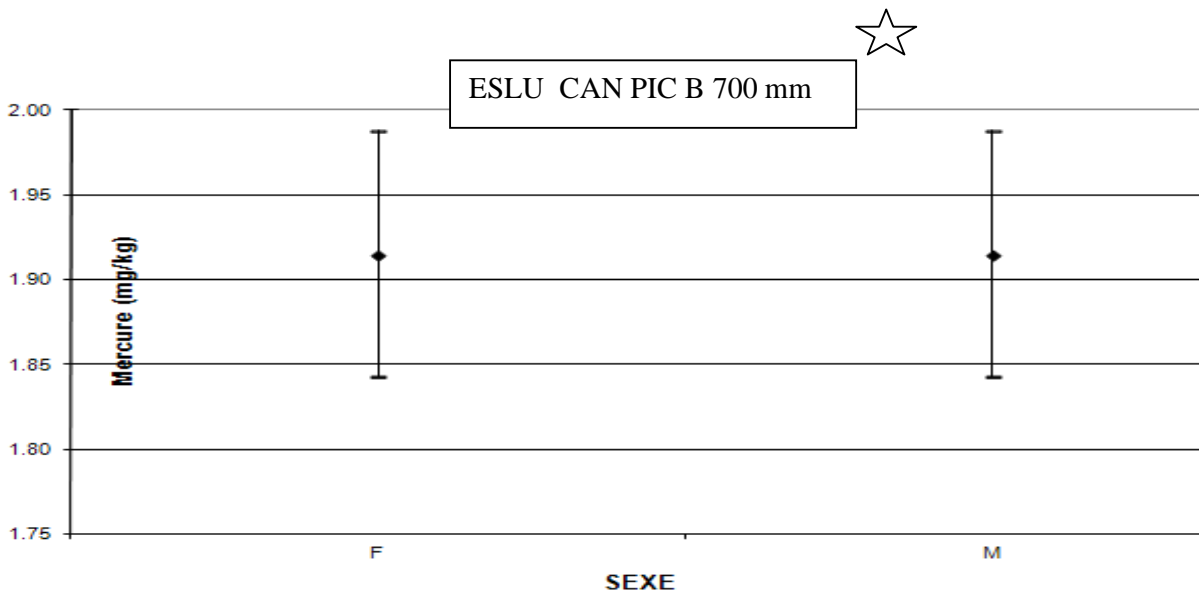
Les données pour un pic A datent de 1993 et de 1995. Une différence dans les teneurs de mercure

est présente entre les deux sexes. Les femelles ESLU ont une teneur de 2,15 mg/kg tandis que les mâles ont une teneur de 2,37 mg/kg. 111 femelles et 61 mâles ont été analysés. Cette différence n'est cependant pas significative.



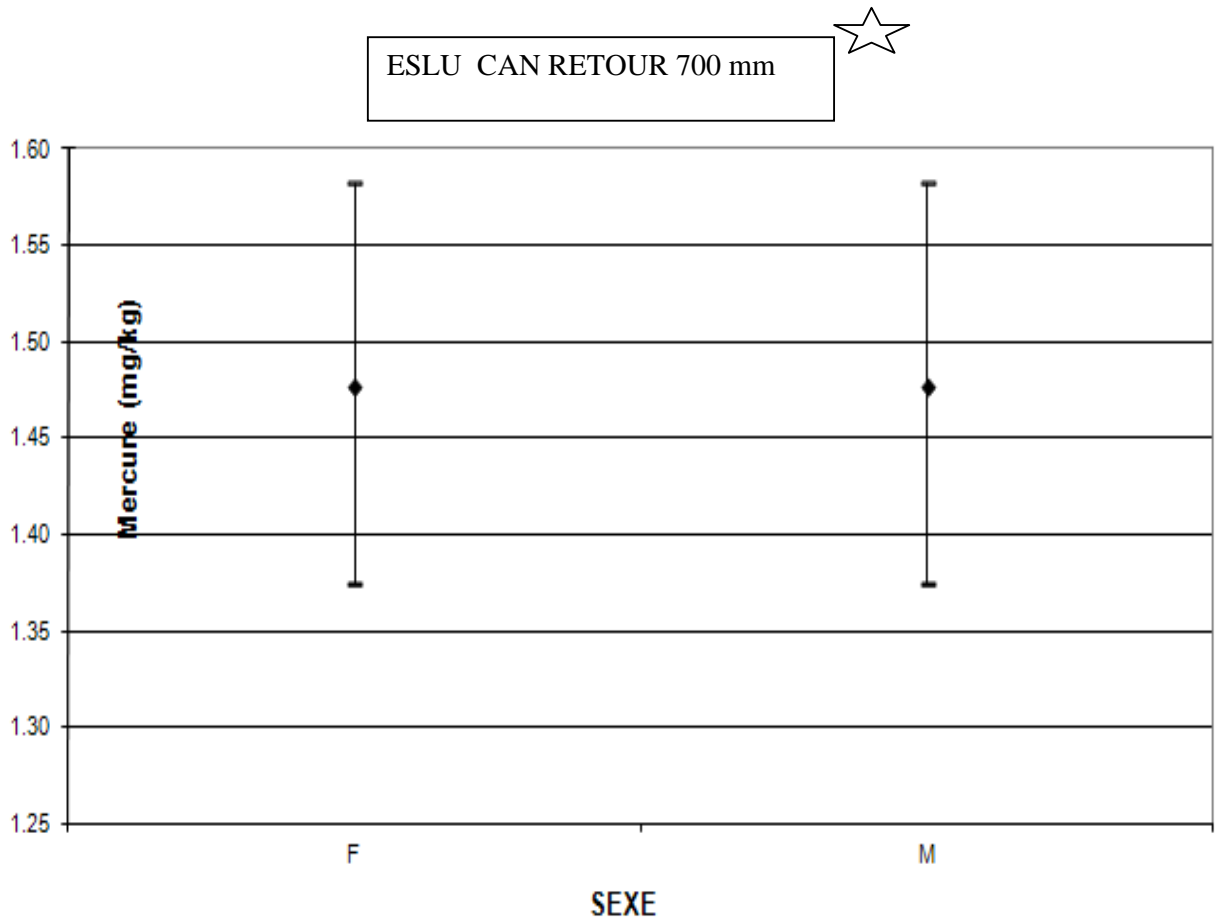
☆ 700 mm : longueur standardisée

Un pic B est ressorti aux années 1991, 1995, 1997 et 1999. Les teneurs moyennes de mercure pour une longueur standardisée sont les mêmes. Les deux sexes de l'espèce ont une teneur de mercure de 1,91 mg/kg. 235 individus femelles et 115 individus mâles ont été utilisés pour l'analyse.



☆ 700 mm : longueur standardisée

Le retour à des concentrations naturelles de mercure dans le réservoir Caniapiscau a été constaté en 2003. 86 femelles et 31 mâles avaient alors une teneur similaire de mercure à 1,48 mg/kg.



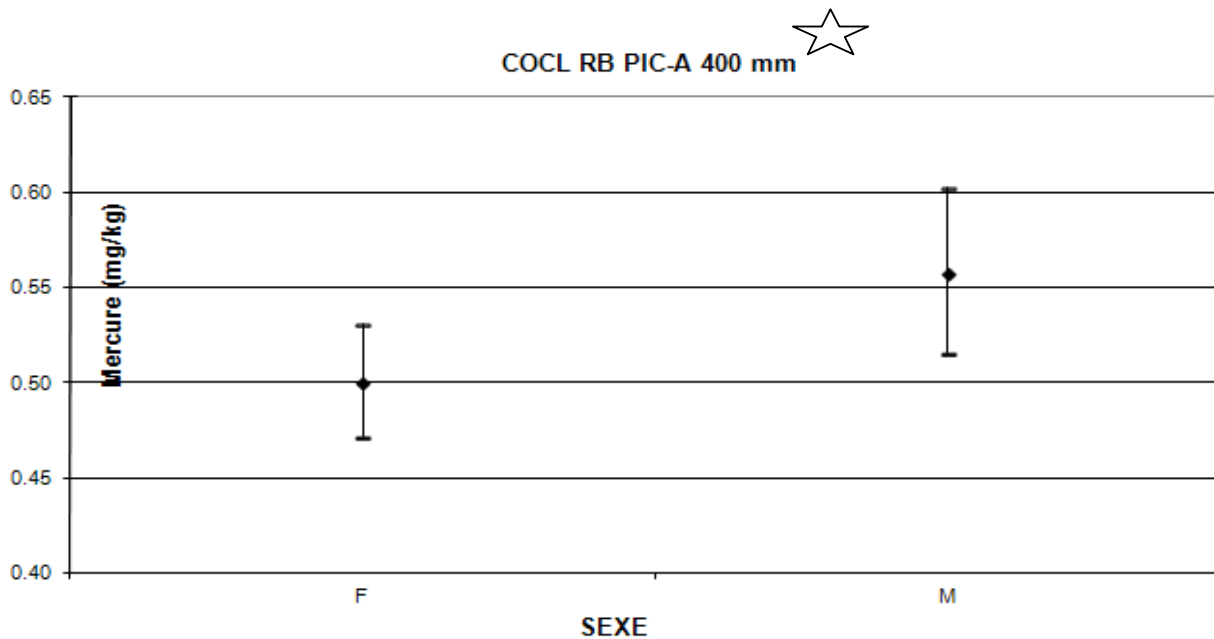
☆ 700 mm : longueur standardisée

5.5 COCL

5.5.1 Réservoir Robert-Bourassa

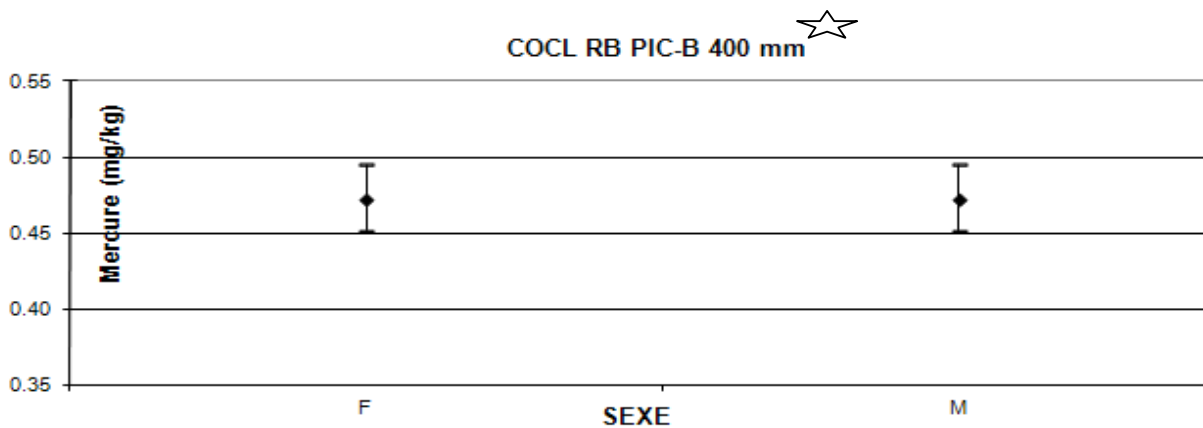
Comme pour les deux autres espèces retenues dans le cadre de cette analyse, le COCL a été échantillonné dans six stations du réservoir Robert-Bourassa.

Un pic A de mercure pour l'espèce a eu lieu aux années 1981, 1982 et 1984. Une différence qui n'est pas statistiquement significative est observée pour les teneurs de mercure entre 65 femelles (0,50 mg/kg) et 39 mâles de COCL (0,56 mg/kg).



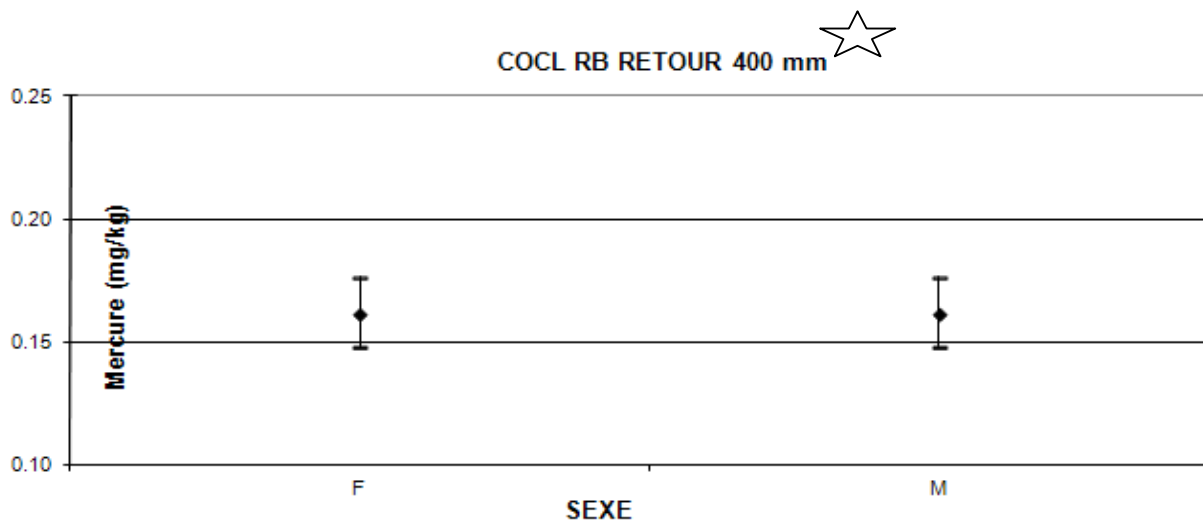
 400 mm : longueur standardisée

Il y eu aussi un pic B, où une légère baisse est constatée comparativement au pic A; ce pic B est survenu aux années 1981, 1982, 1986 et 1988. L'analyse de la chair de 155 femelles et 139 mâles a fourni une teneur en mercure de 0,47 mg/kg pour les deux sexes.



 400 mm : longueur standardisée

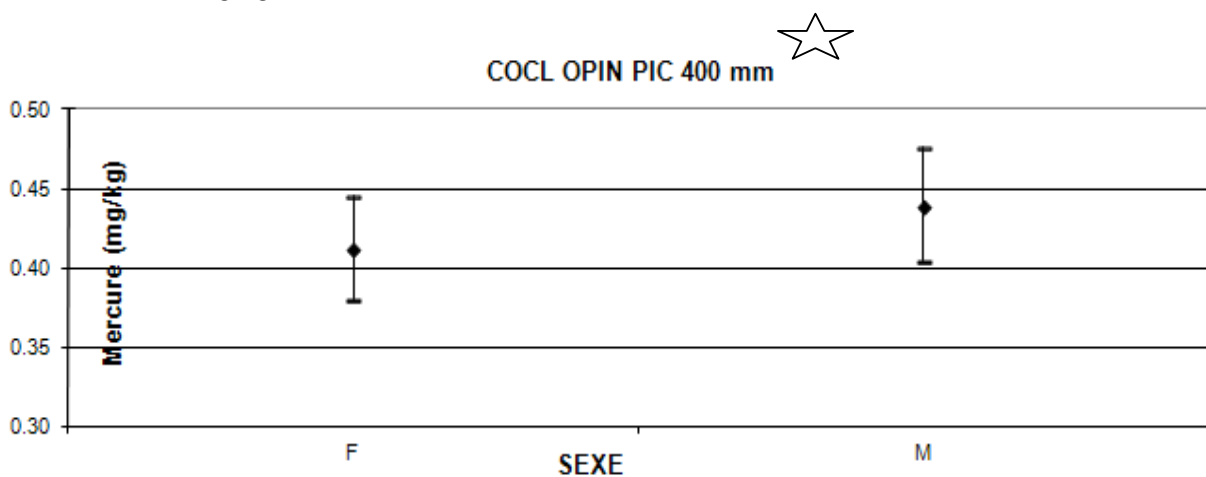
Le retour à des teneurs normales de concentration dans le réservoir Robert-Bourassa est étalé de 1998 à 2008. L'analyse de 148 femelles et 115 mâles a permis de déterminer une teneur en mercure de 0,16 mg/kg chez les deux sexes de COCL.




 400 mm : longueur standardisée

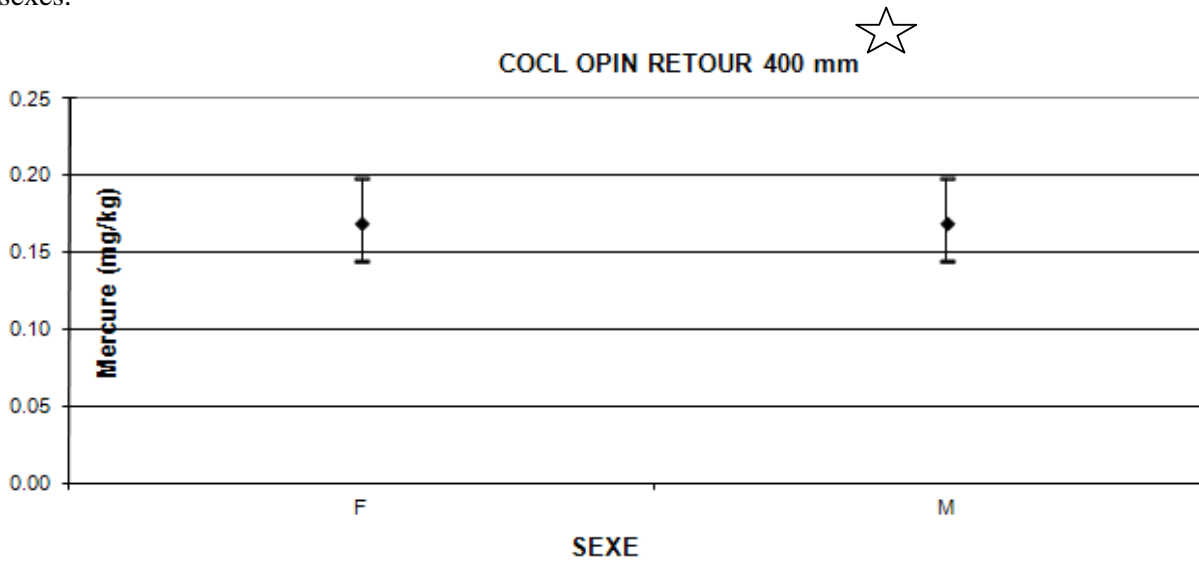
5.5.2 Réservoir Opinaca

Un pic de teneurs de mercure a été constaté aux années 1984, 1986, 1988, 1990 et 1992. L'étude de 65 femelles et de 69 mâles a permis de déterminer des teneurs différentes de mercure entre les poissons femelles et mâles mais elles ne sont pas significativement différentes (0,41 mg/kg chez les femelles et 0,44 mg/kg chez les mâles).



 400 mm : longueur standardisée

Le retour aux conditions normales de mercure au réservoir Opinaca pour COCL a eu lieu en 2000. 65 femelles et 39 mâles ont fourni une teneur moyenne de mercure de 0,17 mg/kg pour les deux sexes.

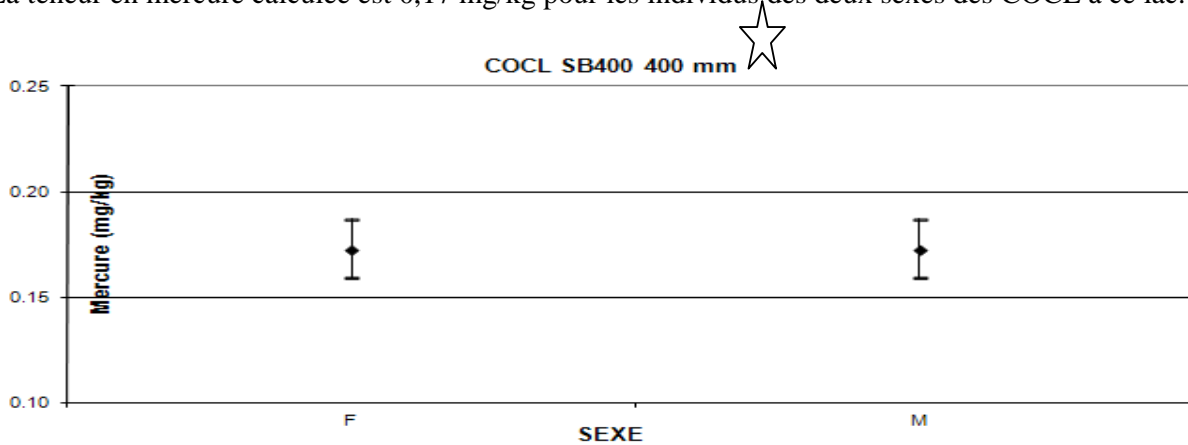


☆ 400 mm : longueur standardisée

5.5.3 Lac Detcheverry

Dans le lac Detcheverry (SB 400) il y a eu une capture de 65 femelles et 39 mâles de l'espèce COCL en 1990, 1992, 1994, 1998, 2000 et 2008.

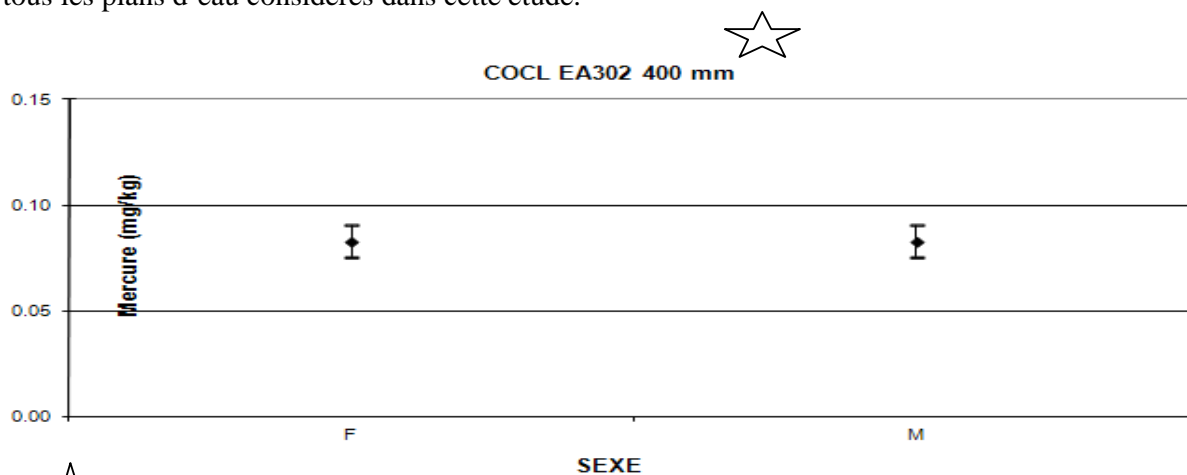
La teneur en mercure calculée est 0,17 mg/kg pour les individus des deux sexes des COCL à ce lac.



☆ 400 mm : longueur standardisée

5.5.4 Lac Rond-de-poêle

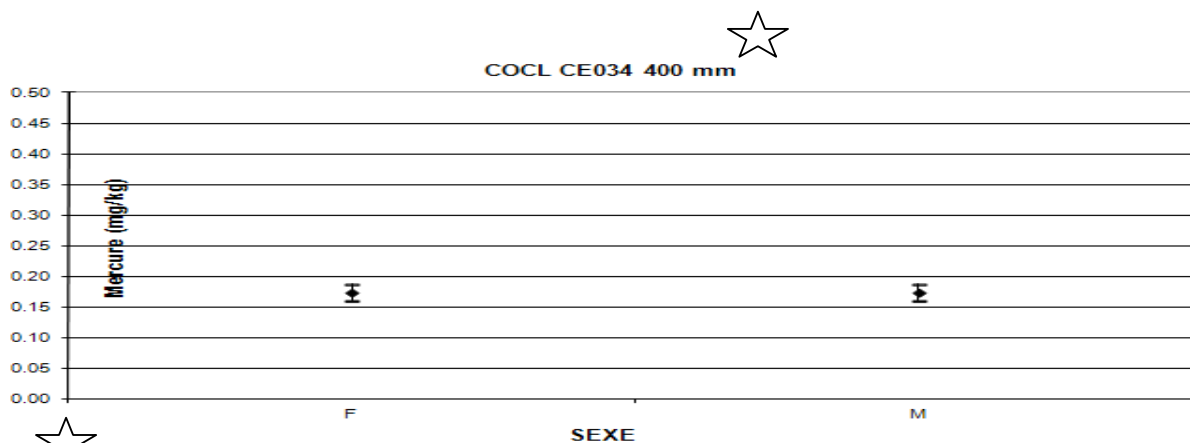
Ce lac (EA 302) a été échantillonné en 1990, 1992, 1996, 2004, 2007 et 2009. 71 femelles et 47 mâles de l'espèce ont été analysés. La teneur moyenne en mercure obtenue est 0,08 mg/kg. Il faut signaler que cette concentration de 0,08 mg/kg est la teneur en mercure la plus basse constatée dans tous les plans d'eau considérés dans cette étude.



★ 400 mm : longueur standardisée

5.5.5 Lac Hazeur

Au nord du réservoir Caniapiscou, se trouve le lac Hazeur (CE 304). Six années d'échantillonnage soit 1987, 1991, 1993, 1997, 1999 et 2003 ont été considérées. On a analysé 76 femelles et 97 mâles de COCL de ce lac. La concentration de mercure est 0,17 mg/kg autant chez les mâles que chez les femelles. Le même résultat est constaté dans le lac Detcheverry (sous section 5.5.3).



★ 400 mm : longueur standardisée

5.6 Absence de différence évidente des teneurs de mercure entre les sexes chez les poissons étudiés

L'analyse de la teneur en mercure à une longueur standardisée pour les STVI, ESLU et COCL (sections 5.3, 5.4 et 5.5) a permis de montrer que, dans 20 cas sur 21, il n'y a pas de différences significatives entre les deux sexes des espèces pour cette teneur. La seule différence a été observée pour ESLU dans le lac Rond-de-poêle. Cette exception ne suffit pas pour contredire qu'il y a une absence de différence évidente des teneurs de mercure entre les sexes chez les poissons étudiés.

COCL a les teneurs de mercure les plus basses observées parmi les trois espèces analysées dans le cadre de cette recherche. Ceci s'explique puisque le COCL est la seule espèce non piscivore de cette étude.

Le pic A du mercure de COCL au réservoir Robert-Bourassa (femelle : 0,50 mg/kg et mâle : 0,56 mg/kg) est beaucoup plus bas que les teneurs de mercure lors des retours à des conditions naturelles chez ESLU (2,19 mg/kg) et STVI (1,36 mg/kg).

Une situation similaire est observée au réservoir Opinaca. Le Pic du mercure de COCL est 0,44 mg/kg chez les mâles et 0,41 mg/kg chez les femelles, comparativement à un pic A de 1,99 mg/kg et un pic B de 1,69 mg/kg pour le STVI. Lors du retour aux conditions naturelles, une teneur en mercure de 0,17 mg/kg est constatée chez le COCL et 0,75 mg/kg chez le STVI.

ESLU a les teneurs les plus élevées en mercure où il est mesuré (pics A, B et les retours). Ses teneurs de mercure les plus hautes sont observées au réservoir Robert-Bourassa. Un sommet de mercure est constaté au pic A (3,30 mg/kg) alors qu'au retour, une teneur de 2,19 mg/kg est présente.

Les plus basses teneurs de mercure obtenues pour ESLU sont constatées dans les deux lacs naturels retenus pour la présente analyse, à savoir 0,74 mg/kg au lac Detcheverry et 0,74 mg/kg pour la femelle au lac-Rond-de-poêle et 0,93 mg/kg pour le mâle.

STVI a, quant à lui, les teneurs en mercure qui sont situées entre celles de ESLU et de COCL pour tous les plans du secteur La Grande de la présente étude.

5.7 Discrimination du mercure selon le sexe chez d'autres animaux

Des recherches faites sur la discrimination des teneurs du mercure selon le sexe chez plusieurs espèces d'animaux montrent qu'il est difficile de conclure que le mercure se concentre plus chez un sexe.

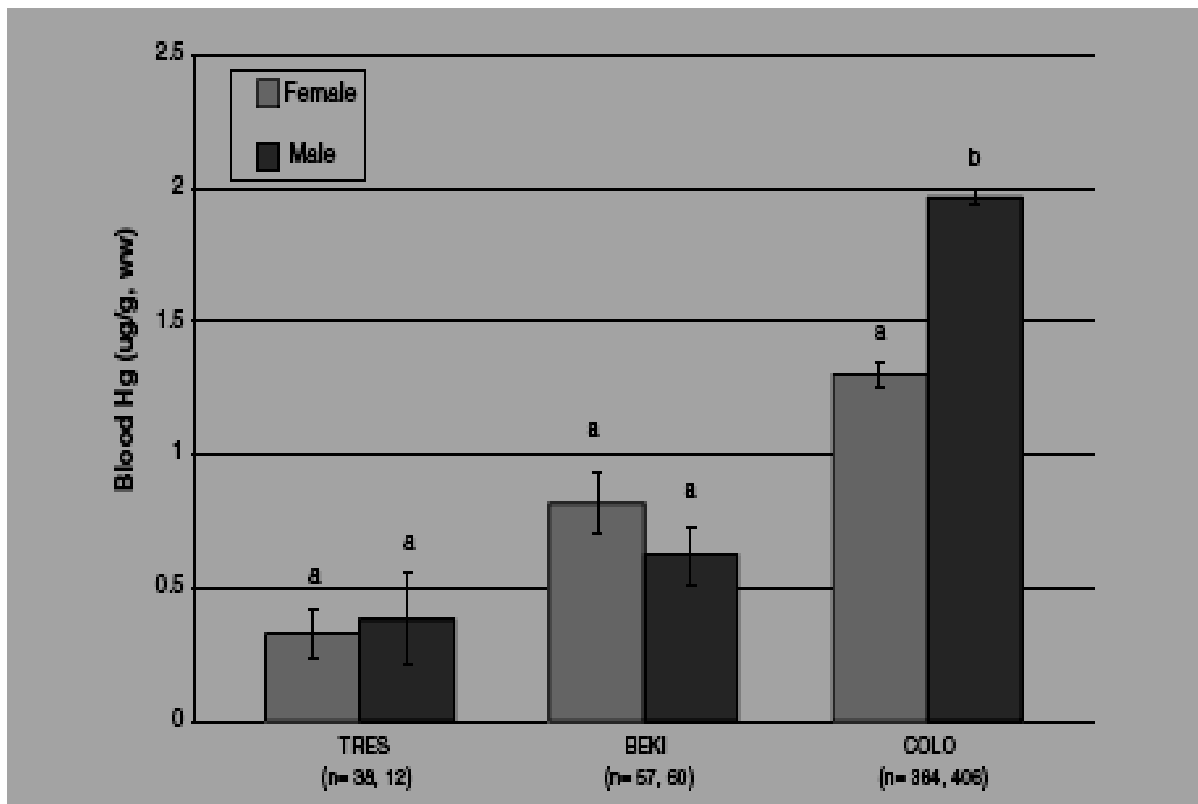
Une étude portant sur le cormoran à aigrettes affirme que la femelle de cet oiseau peut démythifier le méthylmercure plus facilement que le mâle (Robinson *et al.*, 2011). Le mercure dans les œufs compte pour seulement moins d'un cinquième de la différence de la concentration du mercure entre les deux sexes; conséquemment, la production d'œufs ne peut expliquer substantiellement la différence entre les deux sexes. La vésicule biliaire et le foie semblent causer une moins grande concentration de mercure chez la femelle (*Ibid.*). Quelques mâles ont une teneur de mercure plus élevée que la femelle et d'autres ont un niveau plus élevé de parasites; dans ces deux cas, le mâle était plus contaminé. Une autre recherche est en cours (Hickman, 2011). Elle tente de trouver le lien entre les parasites et le mercure dans le cormoran à aigrettes. Le mâle a-t-il une nourriture différente et fréquente t-il des endroits différents comparativement aux femelles?

Une autre étude (Evers *et al.*, 2005) explicite que le sexe est un facteur discriminant. Trois espèces différentes sont utilisées : le martin-pêcheur, l'hirondelle et le huard commun. Une différence de teneur de mercure est notée chez cette dernière espèce avec environ 2 µg/g en poids humide pour le mâle versus environ 1,40 µg/g chez la femelle; les choix de nourriture semblent expliquer cette différence. Les mâles huards étant 21 fois plus gros que les femelles, ils se nourrissent de plus grands poissons en ayant une préférence pour les poissons prédateurs qui ont généralement un niveau de mercure élevé. Pour les deux autres espèces chez lesquelles aucune différence significative en mercure est constatée entre les sexes, soit le martin-pêcheur et l'hirondelle, le poids de la femelle est similaire à celui du mâle. Bien que la déméthylation par les œufs soit un processus important (Evers *et al.*, 2003), l'évacuation de méthylmercure est compensée par l'augmentation de la prise de nourriture et donc de méthylmercure.

Une expérimentation portant sur des souris a analysé la différence du taux de mercure selon le sexe. Aux 4^e, 7^e, 10^e, 45^e semaines, les mâles ont une plus grande concentration de mercure dans l'urine. Ceci signifie un plus bas taux de mercure dans le cerveau, le sang et le foie chez les mâles qui ont

cependant une teneur en mercure plus élevée dans les reins. L'hormone androgène semble expliquer cette distinction (Hirayama et Yasutake, 1986).

Figure 5.10 Comparaison des moyennes géométriques de mercure dans le sang pour trois espèces : martin-pêcheur, hirondelle et huard commun.



TRES : martin-pêcheur, BEKI : hirondelle, COLO : huard commun.

(tiré de Evers *et al.*, 2005)

Une autre recherche a démontré que la différence du taux de mercure d'après le sexe est due au contenu différent de glutathion dans le foie et les reins et à l'activité rénale de gamma-glutamyltranspeptidase (gamma-GTP) qui est deux fois plus haute chez les mâles que chez les femelles (Tanaka, s.d.).

Quelques espèces de poissons de Virginie aux États-Unis ont été étudiées pour leurs teneurs en mercure ; ceci a été fait avec des crapets de roche, des crapets soleil, des crapets arlequin et des crapets rouge. À l'âge de deux ans, soit lors de la première reproduction, les femelles ont une concentration en mercure plus élevée que chez les mâles (Nicoletto et Hendricks, 1988).

Il a aussi été constaté que, chez le doré jaune, les femelles transfèrent très peu de méthylmercure dans leurs œufs, soit seulement 1,1 % à 12 % du total de méthylmercure contenu dans leurs muscles (Johnston, 2001). Plusieurs chercheurs ont tenté de comparer les effets du méthylmercure selon le sexe chez les humains. Entre autres, une étude a vérifié les effets chez les hommes et les femmes lors des autopsies en Irak à la suite d'une contamination au méthylmercure. Il semble que les femmes aient été affectées trois fois plus que les hommes (Magos *et al.*, 1976).

6. CONSOMMATION RECOMMANDÉE DE POISSONS

Les recommandations actuelles visent à prévenir que le méthylmercure affecte le système nerveux chez l'humain (Gouvernement du Québec, 2011 et Hydro-Québec et CHUL, 2001). La dose journalière admissible (DJA) du mercure est le seuil d'exposition qu'un individu doit respecter pour ne pas dépasser la concentration de 14 mg/kg qui est susceptible d'affecter le développement du fœtus et de l'enfant. La dose d'ingestion journalière est 1,5 µg/kg de poids corporel. Un facteur d'incertitude visant à prévenir les variations métaboliques des individus est appliqué. La DJA obtenue pour le mercure est 0,23 µg/kg/j. Pour les adultes, l'OMS a établi que 0,46 µg/kg/j de méthylmercure est sans risque.

6.1 Consommation recommandée de poissons pour les adultes

Dans le contexte du territoire de la Baie-James, des plans d'interventions ont été mis en place pour les femmes en âge de procréer qui présentent une concentration de méthylmercure ≥ 15 mg/kg dans les cheveux et pour les autres adultes qui ont ≥ 30 mg/kg de méthylmercure dans les cheveux. Les indiens Cris ont été rencontrés et conseillés sur leurs habitudes de consommation de poissons. Aujourd'hui, les recommandations de l'OMS sont respectées. Les données actuelles ne permettent pas de conclure aux effets d'exposition du mercure durant toute une vie. Malgré des concentrations de méthylmercure assez élevées pendant quelques décennies, les personnes âgées Cris n'ont pas de signes d'intoxications clairs dus au méthylmercure.

Les données sur les teneurs en mercure ne concernent que la chair des poissons dans le territoire de la Baie-James. C'est la partie la plus consommée par les Cris et les pêcheurs sportifs. Les Cris peuvent consommer le filet, le poisson entier, les œufs et les entrailles vidées. Par contre, le foie n'est pas consommé par les Cris, sauf occasionnellement celui de la lotte. Le mercure dans la chair est sous forme de méthylmercure dans 80 % à 90 % des poissons non piscivores (Thellen *et al.*, 1981) et dans 90 % à 99 % des poissons piscivores. Pour des recommandations de sécurité, il est considéré que 100 % de mercure sont du méthylmercure. Ce dernier est facilement assimilé par les humains et les animaux.

Les résultats montrent que les teneurs de mercure sont significativement plus élevées dans la chair que dans toutes les autres parties du poisson (tableau 6.1).

Tableau 6.1 Proportions de méthylmercure selon les parties des poissons

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 ($\alpha < 0,05$).

(tiré de Hydro-Québec, 2007)

6.2 Consommation recommandée de poissons versus les résultats de la présente étude

Afin de gérer le risque que représente le méthylmercure pour la santé des humains, le Gouvernement du Québec met à la disposition de la population des guides de consommation pour les espèces de poissons prises par les pêcheurs sportifs. Le secteur 09 (Baie-James et Baie-d'Hudson) renferme la région de La Grande.

Ces guides sont un outil de gestion et de prévention pour la population en autant que celle-ci ait la possibilité de prendre connaissance des données. Une lacune de ces guides de consommation est une absence de date à laquelle sont effectuées les mises à jour et aucune indication concernant la période de temps de la validité des données.

Dans ce chapitre, les teneurs de mercure citées dans les guides de consommation de poissons pour le

grand brochet, le grand corégone et le doré jaune sont comparées aux teneurs en mercure obtenus dans le présent essai.

Au réservoir Caniapiscau, le document du Gouvernement du Québec recense sept stations d'échantillonnages. Dans les analyses ayant servi à différencier les teneurs en mercure chez les poissons mâles et femelles, les données proviennent de quatre stations d'échantillonnages. L'objectif n'est pas de comparer chacune des stations entre elles mais plutôt d'avoir un aperçu comparatif global du nombre de repas pouvant être consommés par mois.

La colonne du guide de consommation intitulée « moyen » est celle qui est choisie pour la comparaison des teneurs en mercure avec les résultats obtenus à l'aide du logiciel Statgraphics®. Les longueurs moyennes sont 55 cm à 70 cm pour le grand brochet, 40 cm à 45 cm pour le grand corégone et 40 cm à 50 cm pour le doré jaune. La longueur moyenne standardisée des poissons analysés dans le présent essai est 700 mm pour le grand brochet et 400 mm pour les deux autres espèces (grand corégone et doré jaune).

Le pêcheur est invité à mesurer la longueur de ses prises avant de les consommer; les tailles sont réparties en petites, moyennes ou grandes. Plus un poisson est grand, plus il est âgé, plus il a bioaccumulé du mercure. Faire cuire le poisson ne diminue pas la teneur de méthylmercure (Lui *et al.*, 2008).

Les avis de consommation du Gouvernement du Québec utilisent des codes de couleurs pour représenter le nombre de repas de 230 g/mois qu'une personne de 70 kg peut manger mensuellement sans s'inquiéter de la toxicité du mercure dans son organisme.

Le code vert indique qu'il n'y a pas de risque à consommer huit repas par mois de poissons vu que leur teneur en mercure se situe entre 0,30 mg/kg et 0,49 mg/kg. Il n'y a aucune restriction à consommer les poissons si leurs teneurs se situent entre 0,00 mg/kg et 0,29 mg/kg; c'est le cas pour le grand corégone dans les guides de consommation du Gouvernement du Québec et ceci a été confirmé par les calculs du présent essai.

Le code jaune limite la consommation de 50 %, soit quatre repas par mois car les poissons ont une concentration de mercure entre 0,50 mg et 0,99 mg/kg.

Le code orangé restreint de 75 % le nombre de repas, soit deux par mois; la teneur en mercure est alors 1,0 mg/kg à 1,99 mg/kg dans les poissons.

Le code rouge représente une baisse de 88 % du nombre de repas mensuels, soit un repas car le filet de poisson contient plus de 1,99 mg de mercure/kg.

6.2.1 Consommation recommandée de poissons au réservoir Caniapiscou

Pour les sites d'échantillonnages situés au réservoir Caniapiscou (figure 5.7), le grand brochet de longueur moyenne peut être consommé à raison de deux à quatre repas par mois et les prises capturées de grand corégone peuvent être consommées sans restriction. Les quatre sites dont les poissons ont été analysés dans le cadre de l'étude de la comparaison des poissons mâle et femelle pour leur teneur en mercure sont présentés ci-après.

Site CA 413, Caniapiscou

Le grand brochet de longueur moyenne a une teneur en mercure de 0,75 mg/kg au site Caniapiscou donc une consommation recommandée de quatre repas par mois.

Pour le grand corégone, la teneur en mercure pour une longueur moyenne est 0,20 mg/kg, ce qui permet de consommer cette espèce sans aucune restriction de consommation.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Caniapiscou, Réservoir Site : Caniapiscou		Consommations recommandées				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
Espèces	Taille Petite		Taille Moyenne		Taille grosse	
	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Grand brochet	0,43	8	0,75	4	1,08	2
Grand corégone	0,14	8	0,20	8	0,27	8

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Site Brisay, CA 419

Le grand brochet de longueur moyenne a 0,89 mg Hg/ kg de poisson; sa consommation est ainsi limitée à quatre repas par mois. Le grand corégone peut être consommé sans aucune restriction, sa teneur en mercure étant inférieure à 0,29 mg/kg.

Espèces		Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
		Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
		Grand brochet	0,26	8	0,89	4	1,27
Grand corégone	0,15	8	0,18	8	0,23	8	

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Site Dollier, CA 411

Le grand brochet a une teneur se situant entre 1,00 mg/kg et 1,99 mg/kg; la restriction est établie à deux repas par mois. Ce résultat est très proche de la limite supérieure de la consommation de quatre repas par mois, soit 0,99 mg/kg. Le grand corégone peut être consommé sans aucune restriction, sa teneur en mercure étant de 0,19 mg/kg.

Espèces		Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
		Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
		Grand brochet	0,46	8	1,01	2	1,76
Grand corégone	0,14	8	0,19	8	0,30	8	

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Site Vermeulle CA 416

Le grand brochet peut être consommé deux fois par mois, sa teneur en mercure étant 1,60 mg/kg. Les poissons de ce site illustrent bien l'importance de la taille de l'espèce pour la consommation permise. La consommation pour un grand brochet est quatre repas/mois pour des petites tailles, deux repas/mois pour une longueur moyenne et un repas/mois pour un gros poisson. Un pêcheur qui

capture deux grands brochets à cet endroit, un gros et un moyen, ne pourra pas consommer ses deux prises dans le même mois sans dépasser les teneurs en mercure permises.

Le grand corégone peut être consommé sans aucune restriction, sa teneur en mercure étant 0,15 mg/kg.

Espèces		Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
		Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
		Grand brochet	0,64	4	1,60	2	2,10
Grand corégone	0,19	8	0,15	8	0,26	8	

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Le total de consommation recommandée pour ESLU de longueur moyenne est deux repas par mois pour deux sites et quatre repas par mois pour deux autres sites.

Les données analysées dans cette étude pour le réservoir Caniapiscou lors du retour à des teneurs en mercure normales sont regroupées ensemble pour les quatre sites, à savoir Brisay (CA 419), Vermeulle (CA 416), Dollier (CA 411), Caniapiscou (CA 413). Ces données ne sont pas traitées séparément, ce qui empêche de pouvoir comparer chacun des sites d'échantillonnages individuellement. De plus, les seules données analysées sont celles d'une seule espèce, soit le grand brochet.

La teneur en mercure pour le grand brochet au retour à la normale mesuré en 2003 pour les quatre sites est 1,48 mg/kg tant pour le mâle que pour la femelle, soit une recommandation de consommation de deux repas par mois.

2003		Taille petite		Taille Moyenne		Taille Grande	
		Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
		31 mâles et 86 femelles	LT MIN 1,37	2	LT 1,48	2	LT MAX 1,58

(inspiré de Gouvernement du Québec, 2011b)

Les deux lacs témoins indiquent des teneurs moindres en mercure chez les poissons. Au lac Ronde-poêle, les teneurs analysées sont 0,74 mg/kg pour ESLU femelle et 0,93 mg/kg pour ESLU mâle. Au lac Detcheverry, elles sont 0,74 mg/kg pour les deux sexes de longueur moyenne standardisée.

6.2.2 Consommation recommandée de poissons au réservoir Opinaca

Pour le réservoir Opinaca, quatre stations ont servi à déterminer les teneurs en mercure chez les mâles et les femelles. Le Gouvernement du Québec en présente trois dans son document sur la consommation de poissons : Eastmain amont (EM 403), Low (EM 402), Opinaca (EM 400).

Le Comité de la Baie-James sur le mercure a avisé les Cris que les poissons prédateurs, notamment le STVI dans le réservoir Opinaca, ne peuvent pas être consommés par les femmes en âge de procréer (15 ans à 39 ans), ni par les autres personnes. Pour les poissons non prédateurs comme le grand corégone, les femmes en âge de procréer peuvent en consommer occasionnellement et il n'y a pas de restrictions pour les autres personnes (Hydro-Québec, 2011c.)

Site Eastmain, amont EM 403

Le site d'échantillonnage du réservoir Opinaca, ayant les teneurs en mercure les plus élevées est Eastmain, amont EM 403 (figure 5.3). À cet endroit, le STVI de taille moyenne a une teneur en mercure standardisée de 1,82 mg/kg et permet une consommation mensuelle de deux repas par mois. Le grand brochet peut être consommé selon la même quantité alors que le COCL peut faire l'objet de huit repas par mois.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Opinaca, Réservoir Site : Eastmain, amont		Consommations recommandées				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
Espèces	Taille petite		Taille moyenne		Taille Grande	
	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Doré jaune	0,90	4	1,82	2	2,66	1
Grand brochet	1,01	2	1,26	2	2,64	1
Grand corégone	0,43	8	0,41	8	0,51	4

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Site LOW EM 402

À ce site, la consommation pour les trois espèces de taille moyenne est la même que pour celle du site Eastmain, amont : deux repas par mois pour les STVI et les ESLU et huit repas par mois pour COCL.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Opinaca, Réservoir Site : Low		Consommations recommandées				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
Espèces	Taille petite		Taille moyenne		Taille Grande	
	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Doré jaune	0,99	4	1,60	2	2,11	1
Grand brochet	0,62	4	1,21	2	1,95	2
Grand corégone	0,17	8	0,28	8	0,34	8

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Site Opicana EM400

Bien que les ESLU aient une teneur en mercure légèrement supérieure à celle de STVI, les avis de consommation demeurent les mêmes : deux repas par mois pour STVI et pour ESLU et huit repas par mois pour COCL.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Opinaca, Réservoir Site : Opinaca		Consommations recommandées				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
Espèces	Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Doré jaune	0,52	4	1,07	2	1,87	2
Grand brochet	0,66	4	1,13	2	1,48	2
Grand corégone			0,13	8	0,32	8

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Le total des recommandations du Gouvernement du Québec pour COCL de longueur moyenne est huit repas par mois pour les sites du réservoir Caniapiscau. Pour STVI et ESLU, les trois sites ont une limitation à deux repas par mois.

Les résultats obtenus lors de la comparaison entre mâles et femelles chez les poissons au retour à la normale des teneurs en mercure dans le réservoir fournissent les indications ci-après.

Pour COCL, les analyses effectuées sont en conformité avec les résultats du Gouvernement du Québec, soit aucune restriction de consommation.

2000		Consommations recommandées					
		Taille petite		Taille moyenne		Taille Grande	
		Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
39 mâles et 65 femelles		LT MIN 0,15	Aucune restriction	LT 0,17	Aucune restriction	LT MAX 0,20	Aucune restriction

(inspiré de Gouvernement du Québec, 2011b)

Ces résultats sont en harmonie avec ceux des analyses effectuées pour le mercure chez COCL aux trois lacs naturels. Les teneurs les plus minimales sont obtenues au lac Rond-de-poêle; dans ce plan d'eau, le mercure atteint 0,08 mg/kg chez COCL. Aux lacs Detschverry et Hazeur, les teneurs sont identiques, soit 0,17 mg/kg pour une longueur moyenne.

Pour STVI, les teneurs de mercure des analyses réalisées dans le présent essai, sont beaucoup plus faibles que celles indiquées dans les guides de consommation de poissons du Gouvernement du Québec. Pour une longueur moyenne, le résultat obtenu avec le logiciel Stratgraph® est 0,75 mg/kg pour les STVI mâles et femelles tandis que les guides de consommation indiquent des teneurs de 1,07 mg/kg (EM 400), 1,60 mg/kg (EM 402) et 1,82 mg/kg (EM 403).

2000		Consommations recommandées					
		Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
		Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
32 mâles et 71 femelles		LT MIN 0,65	4	LT 0,75	4	LT MAX 0,85	4

(inspiré de Gouvernement du Québec, 2011b)

Ce résultat est semblable à celui du site témoin EA 302 dans le lac Rond-de-poêle. Dans ce plan d'eau naturel, le mercure atteint une teneur de 0,58 mg/kg chez STVI de longueur moyenne; son avis de consommation indique quatre repas par mois. Au lac Detcheverry, les résultats sont plus faibles; les teneurs sont 0,44 mg/kg chez STVI, ce qui permet de consommer huit repas par mois de cette espèce. Le grand brochet n'a pas fait partie des comparaisons de la concentration du mercure entre mâles et femelles des poissons du réservoir Opinaca.

6.2.3 Consommation recommandée de poissons au réservoir Robert-Bourassa

Au réservoir Robert-Bourassa (LG2), parmi les six sites concernés dans le présent essai, trois sont répertoriés dans le Guide de consommation de poissons du Gouvernement du Québec (2011b), à savoir LG2, amont (G2 400), Toto (G2 405) et Coutaceau (G2 404).

Site LG2, amont G2 400

Le guide de consommation du Gouvernement du Québec ne mentionne pas la teneur en mercure chez le doré jaune de longueur moyenne. Il est conseillé de consommer entre un et deux poissons de STVI par mois selon leur grosseur. ESLU peut être consommé deux fois par mois et COCL huit fois par mois.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Grande Deux, Réservoir de La Site : LG2, barrage, amont		Consommations recommandées				
		8 repas/mois	2 repas/mois	4 repas/mois	1 repas/mois	
Espèces	Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Doré jaune	1,10	2	XXXXXXXXXX	XXXXXX	2,80	1
Grand brochet	0,89	4	1,47	2	1,55	2
Grand corégone	0,10	8	0,17	8	0,30	8

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Site Toto G2 405

Les STVI de grandeur moyenne ont une concentration en mercure de 1,36 mg/kg; la consommation recommandée est deux repas par mois. La teneur en mercure dans ESLU est un peu moindre à la

taille moyenne; seulement deux repas par mois sont recommandés. Pour COCL, la recommandation est huit repas par mois.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Grande Deux, Réservoir de La Site : Toto		Consommations recommandées				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
Espèces	Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Doré jaune	0,74	4	1,36	2	1,82	2
Grand brochet	0,93	4	1,29	2	2,12	1
Grand corégone	0,20	8	0,28	8	0,37	8

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Site Coutaceau G 2404

Les teneurs en mercure sont à des niveaux qui permettent les mêmes recommandations de consommation que le site précédent Toto, soit deux repas par mois pour STVI et ESLU et huit repas par mois pour COCL.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Grande Deux, Réservoir de La Site : Coutaceau		Consommation recommandée				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
Espèce	Petit		Moyen		Gros	
	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Doré jaune	0,93	4	1,43	2	2,19	1
Grand brochet	0,89	4	1,59	2	4,07	1
Grand corégone	0,16	8	0,18	8	0,54	4

(Gouvernement du Québec, 2011b)

Les résultats obtenus lors de la comparaison entre mâles et femelles chez les poissons au retour à la normale des teneurs en mercure dans le réservoir fournissent les indications ci-après. Les analyses ont démontré qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les poissons mâles et femelles pour leur teneur en mercure et que la consommation de STVI doit se limiter à deux repas par mois. La consommation recommandée est la même que celle des trois sites d'échantillonnages utilisés par le Gouvernement du Québec lors du retour à la normale.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Robert-Bourassa, Réservoir Site : G2 400-G2 402-G2 403-G2 404-G2 405-G2 406 (RETOUR)		Consommation recommandée				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
1998-2000	Petit-estimation		Moyen-estimation		Gros-estimation	
26 mâles et 89 femelles	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
DORÉ- STVI	LT MIN 1,22	2	LT 1,36	2	LT MAX 1,50	2

(inspiré de Gouvernement du Québec, 2011b)

Les ESLU du réservoir Robert-Bourassa lors du retour à des teneurs comparables du mercure à celles des milieux naturels constituent la seule espèce qui a des teneurs de mercure supérieures à 1,99 mg/kg; ceci limite le consommateur à un poisson ESLU par mois capturé au réservoir Robert-Bourassa.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Robert-Bourassa, Réservoir Site : G2 400-G2 404-G2 405 (RETOUR)		Consommations recommandées				
		8 repas/mois		2 repas/mois		
		4 repas/mois		1 repas/mois		
1998-2000-2004	Taille petite		Taille moyenne		Taille grande	
124 mâles et 166 femelles	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
Grand Brochet-ESLU	LT MIN 2,09	1	LT 2,19	1	LT MAX 2,30	1

(inspiré de Gouvernement du Québec, 2011b)

De plus, le retour à des teneurs de mercure comparables à celles des niveaux naturels n'est pas terminé pour ESLU au réservoir Robert-Bourassa.

Au lac naturel Rond-de-poêle, l'étendue des teneurs de mercure mesurées vont de 0,69 mg/kg à 1,00 mg/kg; ceci entraîne un avis de consommation de quatre poissons par mois pour toutes les grosseurs, sauf pour le gros poisson mâle avec 1,00 mg/kg qui ne permet qu'un repas par mois (la grosse femelle a une teneur de mercure de 0,78 mg/kg).

À l'autre lac témoin utilisé pour ESLU, à savoir le lac Detcheverry, le Guide de consommation recommande de se limiter à quatre repas par mois pour toutes les grosseurs de l'espèce. Pour COCL,

le mercure mesuré dans les COCL est 0,15mg/kg, 0,16 mg/kg et 0,18 mg/kg selon les tailles; il n'y a aucune restriction de consommation.

Bassin : Grande Rivière, La Plan d'eau : Robert-Bourassa, Réservoir Site : G2 400-G2 402-G2 403-G2 404-G2 405-G2 406 (RETOUR)		Consommations recommandées				
		8 repas/mois	2 repas/mois	4 repas/mois	1 repas/mois	
		Taille petite		Taille moyenne		Taille grande
1998-2000-2004-2008	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneurs en mercure mg/kg	Repas/mois
115 mâles et 148 femelles	LT MIN 0,15	Aucune restriction	LT 0,16	Aucune restriction	LT MAX 0,18	Aucune restriction
Grand Corégone-COCL						

(inspiré de Gouvernement du Québec, 2011b)

CONCLUSION

Pour comprendre l'augmentation du mercure dans les réservoirs hydroélectriques du Nord du Québec, des études ont débuté dès 1973. Ensuite, un réseau de suivi du mercure y est mis en place. Il avait comme objectif de faire une évaluation dans le temps des teneurs en mercure dans les poissons, de trouver de nouvelles méthodes de prévision des impacts et de faire des études de gestion du risque pour l'environnement et pour l'humain. À l'époque, les connaissances sur l'augmentation du mercure dans les poissons des réservoirs hydroélectriques étaient limitées. L'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons du réservoir Robert-Bourassa a été une grande surprise. Le mercure est maintenant classé substance toxique à l'annexe 1 de la *Loi canadienne de la protection de l'environnement*.

La transformation du mercure en méthylmercure dans les réservoirs hydroélectriques est un processus complexe qui est actuellement bien connu. Les caractéristiques physicochimiques de l'eau sont de bons indicateurs de méthylation du mercure. Plus une eau est claire et limpide, plus faibles sont les quantités de matière organique importantes pour le processus de méthylation du mercure. Le pH, l'oxygène dissous et la température de l'eau vont influencer le degré de la méthylation du mercure. Le transfert passif de celui-ci s'effectue par l'ennoisement de la matière organique des sols et de la végétation vers la colonne d'eau et ensuite vers la chaîne alimentaire. Le mercure est également transféré par des mécanismes dits actifs via des larves d'insectes des premiers centimètres des sédiments qui s'alimentent avec des matières organiques dégradées riches en mercure. Les actions des vagues et les mouvements des glaces érodent la matière organique en libérant des éléments nutritifs qui deviennent disponibles pour les organismes aquatiques dans la colonne d'eau. Les processus d'augmentation de méthylmercure, telle la biodégradation de la matière organique, sont temporaires dans les réservoirs hydroélectriques et diminuent avec le temps.

Un chapitre de la toxicologie générale du mercure a montré que le méthylemercure est très toxique. Il est un des rares métaux reconnus comme étant bioaccumulés et bioamplifiés. Le méthylmercure des poissons est très bien absorbé par l'humain : près de 95 % du méthylmercure du poisson ingérés par l'humain sont distribués dans tous les tissus à environ 30 heures. Le méthylmercure diminue la vitesse de régénération de la pompe sodium/potassium du potentiel électrochimique des membranes des cellules nerveuses en y bloquant les transports des sodium et potassium.

Les choix des poissons du présent essai ont été faits selon leur répartition géographique et leur abondance dans le Nord du Québec. Deux poissons sont piscivores, à savoir le grand brochet et doré jaune; la troisième espèce a plutôt un régime alimentaire constitué de zooplancton et benthos. Les poissons ne semblent pas être affectés par le méthylmercure; au contraire, il y a eu une augmentation des individus depuis la mise en eau des réservoirs hydroélectriques. Toutefois, leur teneur en mercure peut affecter des humains locaux. Afin de gérer ce risque, le Gouvernement du Québec a créé des guides de consommation recommandée de poissons. Les résultats obtenus lors du retour à des teneurs en mercure naturelles dans les différents réservoirs hydroélectriques concordent avec les guides de consommation de poissons de la région du Nord du Québec.

La théorie indique que les femelles ont des teneurs plus élevées en mercure pour les mêmes âges ou longueurs que les mâles car elles produisent proportionnellement plus d'œufs que les mâles qui produisent du sperme. Leurs gonades étant alors moins concentrées en mercure, il y a une teneur plus élevée de ce métal dans la chair des femelles. Les résultats du présent essai montrent que ce n'est pas le cas. Deux explications sont possibles. D'une part, les mâles seraient plus vieux que les femelles aux longueurs standardisées, ce qui annulerait l'effet des gonades chez les femelles (annexe 2). D'autre part, l'âge de la maturité sexuelle serait plus grand que l'âge de la longueur standardisée de telle sorte que la bioconcentration du mercure dans les chairs, à cause de la plus grande production de gonades, n'aurait pas eu le temps de se manifester chez les individus de longueur standardisée

RÉFÉRENCES

- Accord Canada-Manitoba (1987). *Étude et surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill*. Environnement Canada, Hull, 75p.
- Environnement Canada (2010). [En ligne]. *Mercure dans la chaîne alimentaire*
<http://www.ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=Fr&n=D721AC1F-1>
(Page consultée le 20 Janvier, 2012).
- Evers, D.C., Burgess, N.M., Champoux, L., Hoskins, B., Major, A., Goodale, W. M., Taylor, R.J., Poppenga, R., Daigle, T. (2005). Patterns and interpretation of mercury exposure in freshwater avian communities in northeastern North America. *Ecotoxicology*, vol. 14, p. 193-221.
- Evers, D.C., Taylor, K.M., Major, A., Taylor, R.J., Poppenga, R.H., Scheuhammer, A.M., (2003). Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology*, vol.12, p.69-81.
- Gazette du Canada (2011). Partie I : Avis et règlements projetés. *In Gazette du Canada. Règlement sur les produits contenant certaines substances inscrites à l'annexe 1 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999*, [En ligne].
<http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2011/2011-02-26/html/reg4-fra.html>
(Page consultée le 8 août 2011)
- Gouvernement du Québec. (2011a). Vues d'ensemble du Québec : Atlas Québec. [En ligne].[http://vuesensemble.atlas.gouv.qc.ca/site_web/images/extrait_ress_nat/barrage Bouras sa.htm](http://vuesensemble.atlas.gouv.qc.ca/site_web/images/extrait_ress_nat/barrage_Bouras_sa.htm) (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Gouvernement du Québec (2011b), ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*. [En ligne].http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/guide/zoom_region.asp?carte=r09c2
(Page consultée le 14 novembre 2011)
- Hickman, S.(2011), Male water birds carry evidence of unhealthy ecosystem. *Carleton Now*. [En ligne]. <http://carletonnow.carleton.ca/staging/male-waterbirds-carry-evidence-of-unhealthy-ecosystem/> (Page consultée le 27 Décembre 2011)
- Hirayama, K. and Yasutake, A.(1986). Sex and age differences in mercury distribution and excretion in methylmercury-administered mice. *Journal of Toxicology, Environ. Health*, Vol. 18:1, p.49-60. [En ligne].
https://www.etde.org/etdeweb/details.jsp?query_id=1&page=0&osti_id=5088758
(Page consultée le 27 Décembre 2011)
- Howland, G., Bender, T., Hayes, L., (2005). Mercury management in Canada: domestic and global dimensions. *In* Parsons, M.B. and Percival, J.B., *Mercury: sources, measurements, cycles, and effects*, Ottawa, Mineralogical association of Canada, vol.34 (chap.14, p. 287-298),

- Hydro-Québec (2007) Complexe de la Romaine, *Étude d'impact sur l'environnement*. [En ligne]. http://www.hydroquebec.com/romaine/pdf/ei_volume01.pdf (Page consultée le 4 Octobre 2011).
- Hydro-Québec. (2011a). *Vue du réservoir Opinaca*. [En ligne]. http://farm4.static.flickr.com/3523/3865829494_166c204d3e.jpg (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Hydro-Québec. (2011b). *Vue du réservoir Caniapiscau*. [En ligne]. <http://www.hydroquebec.com/production/centrale-hydroelectrique.html> (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Hydro-Québec (2011c). *Documentation spécialisée : la question du mercure pour Hydro-Québec. Affiche les recommandations alimentaires* [En ligne]. <http://www.hydroquebec.com/developpementdurable/documentation/mercure.html> (Page consultée le 24 mars 2012).
- Hydro-Québec et Genivar (2005). *Réseau du suivi environnemental du complexe La Grande (2003-2004) : évolution du mercure dans la chair des poissons*. Hydro-Québec, Montréal, 82 p.
- Hydro-Québec et Genivar groupe (2002). *Suivi environnemental du complexe La Grande, rapport synthèse 1978-2000 : Évolution des teneurs en mercure dans les poissons*. Hydro-Québec, Montréal, 193 p.
- Hydro-Québec et Centre Hospitalier de l'Université Laval CHUL. Unité de recherche en santé Publique. (2001). *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*. Hydro-Québec, Montréal, 1 guide.
- Hydro-Québec et Génivar (1996). *Réseau de suivi environnemental du Complexe La Grande. Démarche méthodologique relative au suivi des teneurs en mercure des poissons*. Hydro-Québec, Montréal, 41 p.
- Johnston, T.A., Bodaly, R.A., Latif, M.A., Fudge, R.J.P. Strange, N.E.(2000). Intra- and interpopulation variability in maternal transfer of mercury to eggs of walleye (*Stizostedion vitreum*), *Science direct*, [En ligne]. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X00001296> (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Langley Advance (2011). *Older thermostats contain mercury which is toxic to the touch and by the vapors it gives off. The devices can be safely recycled*. [En ligne]. www.langleyadvance.com/life/Mercury+hidden+older+thermostats/5533656/story (Page consultée le 13 octobre 2011).
- Lui, J., Goyer, R.A., Waalkes, M.P. (2008). Toxic effects of metals *In* Curtis D. Klaassen, Casarett's and Doull's toxicology : The basic science of poisons (chapitre 23 p.931-979), New-York, Mc Graw Hill medical.

- Loi canadienne sur la protection de l'environnement, LCPE, Règlement sur les produits contenant certaines substances inscrites à l'annexe 1 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999), volume 145, numéro 9.
- Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., Tremblay, A. (1999). *Mercury in the biogeochemical cycle: Natural environments and hydroelectric reservoir of northern Québec (Canada)*. Springer, Berlin, 334 p.
- Magos, L., Bakir, F., Clarkson, L.W., Al-Jawad, A.M., Al-Soffi, M.H. (1976). *Tissue levels of mercury in autopsy specimens of liver and kidney*. Bulletin of World Health Organization, vol.53, p. 93-97 [En ligne].
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2366391/pdf/bullwho00462-0088.pdf> (Page consultée le 27 décembre 2011).
- MRNF (2012). Gros plan sur la faune : les poisons du Québec. [En ligne].
<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/faune/peche/poissons/> (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Nicoletto, P., and Hendricks, A.C.(1988). Sexual differences in accumulation of mercury in four species of centrarchid fishes. *Revue canadienne de zoologie*, vol. 66, p.944-949. [En ligne].
<http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/z88-140> (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Robinson, S-A., Forbes, M-R., Hebert, C-E., Scheuhammer, A-M. (2011). Evidence for sex differences in mercury dynamics in double-crested cormorants. *Environmental science and technology*, [En ligne].<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21244090> (Page consultée le 14 septembre 2011)
- Santé Canada (2009). Le mercure. *In Santé Canada., Le mercure document technique-paramètres chimiques/physiques*, [En ligne].
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt//pubs/water-eau/mercury-mercure/ii-fra.php> (Page consultée le 9 septembre 2011).
- Schetagne, R. (2006). Fiche synthèse sur la question du mercure dans les barrages hydroélectriques. Hydro-Québec, Montréal, 1 guide
- Schetagne, R., Doyon, J.-F., Fournier, J.-J. (2000). Export of mercury downstream from Reservoirs. *Elsevier: the science of the total environment*, vol. 260, p. 135-145.
- Scheuhammer, A.-M. and Graham, J.E. (1999).The bioaccumulation of mercury in aquatic organisms from two similar lakes with differing ph, *Ecotoxicology*. Vol.8, p. 49-56.
- Tanaka, T., Naganuma, A., Kobayashi, K., Imura, N. (s.d.). *An explanation for strain and sex differences in renal uptake of methylmercury in mice*. Department of Public Health, School of Pharmaceutical Sciences, Kitasato University, Tokyo, Japan. [En ligne].
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1683032>, (Page consultée le 27 décembre 2011)
- Thellen, C, G. Joubert et R. Van Coillie (1981). Comparaison des répartitions à long terme et à court terme pour le mercure méthylé et le mercure inorganique chez la truite S. gairdneri. *Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sc.*, 990 : 86-107 p.

- Van Coillie, R. (1989). *Problématique écotoxicologique du mercure dans les réservoirs hydroélectriques nordiques du Québec pour le projet hydroélectrique de Grande Baleine*. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Montréal, 16 p.
- Van Coillie, R. (1998). *Métaux : toxicologie industrielle et environnementale, TXL 2030*. Université de Montréal, Montréal.
- Van Coillie, R. (2011). *Écotoxicologie générale et appliquée*, Montréal, Presses de l'Université du Québec Montréal, 521 p.



Destinataire : Francis Tremblay	Expéditeur : Jean Therrien
Organisme : Université de Sherbrooke (UDS)	Date : Novembre 2010
Projet : Étude spéciale sur les comparaisons M :F	N/D : Q118408

1 – Fichier Excel

Préparer un fichier Excel avec les entêtes suivants (minimum) :

- STATION : numéro de station (ex : EA302)
- SP : espèce
- LT : longueur totale (mm)
- SEXE : M ou F
- HG : mercure en mg/kg (poids humide)

Ajouter 2 lignes au fichier avec comme donnée la longueur standard, sans mercure.

2 – Fichiers Statgraf

Fichier d'analyses (*.sgp)

Un fichier se crée en ouvrant le logiciel, il s'agit de le nommer (File -> Save as).

Fichier de données (*.sf3)

Copier les données (avec titres) dans un fichier de données.

Sauvegarder ce fichier (File -> Save as)

LTC

- 1) Évaluer la longueur moyenne en considérant les intervalles de taille
- 2) Créer une colonne LTC (Double-cliquer sur le titre de la colonne, choisir « Modify column »)
- 3) Générer les longueurs centrées réduites (idem, choisir « Generate data », inscrire LT-x où x= la moyenne)

LTC2

Pour les longueurs centrées réduites au carré, créer une nouvelle colonne et faire la même chose en inscrivant LTC²

3 – Analyse Statgraf

- 1) Relate -> Multiple regression
- 2) Dependent variable = HG avec la transformation s'il y a lieu (ex : LOG10(), SQRT())
- 3) Independent variables : LTC, LTC2, M, M*LTC, M*LTC2
- 4) Select : selon la fenêtre de valeurs (ex : LT>99 & LT<601)
- 5) OK
- 6) Choisir les paramètres de l'analyse : double-cliquer dans la fenêtre de l'analyse et choisir « Backward selection », Power=1, addend=0, cocher « Constant in model », F-to-enter=4, F-to-remove=4, Autocorrelation=0, Max Steps=50, Display au choix
- 7) Choisir les résultats à afficher (2^e picto, cocher les 3 premiers)
- 8) Choisir les options graphiques (3^e picto, 3^e et 6^e)
- 9) Save results (4^e picto) : Predicted values, Lower limits for forecast means, Upper etc.

4 – Fichier de résultats Excel

- 1) Copier les estimations pour la longueur standardisée dans un fichier de résultats
- 2) Transformer ces valeurs si requis (ex : 10^valeur, valeur^2)
- 3) Vérifier s'il y a une différence avec les erreurs standards

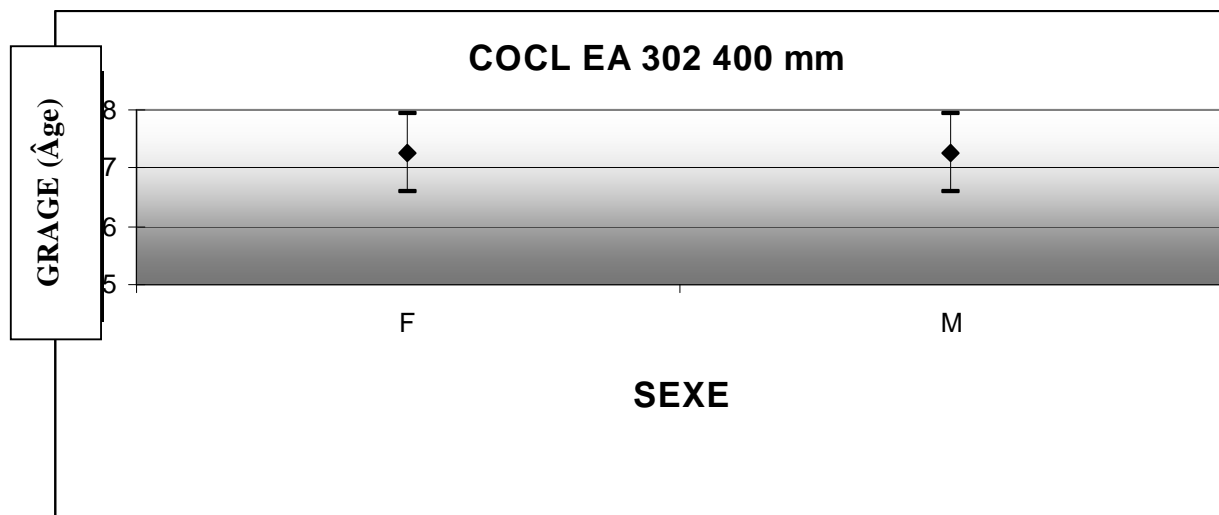
ANNEXE 2 : CONFIRMATION DES RÉSULTATS PAR L'ANALYSE DE LA COMPARAISON DES ÂGES

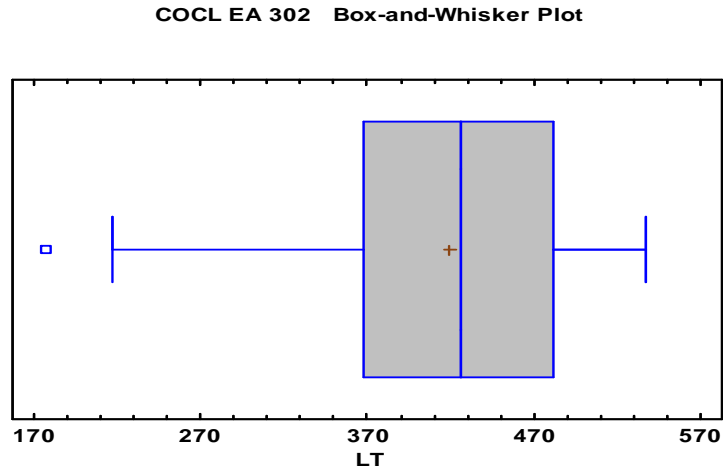
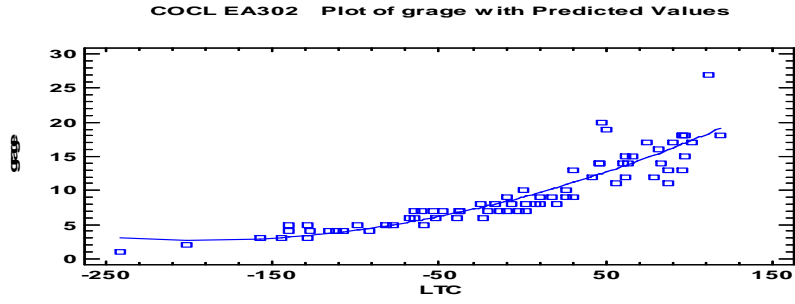
L'analyse selon la comparaison des âges (grage est le nom scientifique pour l'âge dans ce type d'analyse), s'avère une vérification de l'exactitude des résultats d'analyse statgraph®. La conclusion est qu'il n'y a pas de différence significative entre les sexes des poissons dans les réservoirs hydroélectriques. Alors la similarité des teneurs en mercure des deux sexes de poisson tient peut-être au fait que l'âge à la maturité est plus grand ou égal à l'âge à la longueur standardisée. L'âge est important pour la capacité des femelles de produire des gonades et donc de bioconcentrer plus de mercure dans leur chair que les mâles. Ainsi cette analyse statgraph® permet de s'assurer que les mâles ne sont pas plus vieux que les femelles pour ne pas annuler l'effet des gonades (œufs).

1-Âge de COCL à la station EA 302

Résultats Statgraph®.

Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
COCL	EA 302	1990,1992,1996,	71	Femelle	7,26	6,58	7,94
		2004,2007,2009	47	Mâle	7,26	6,58	7,94

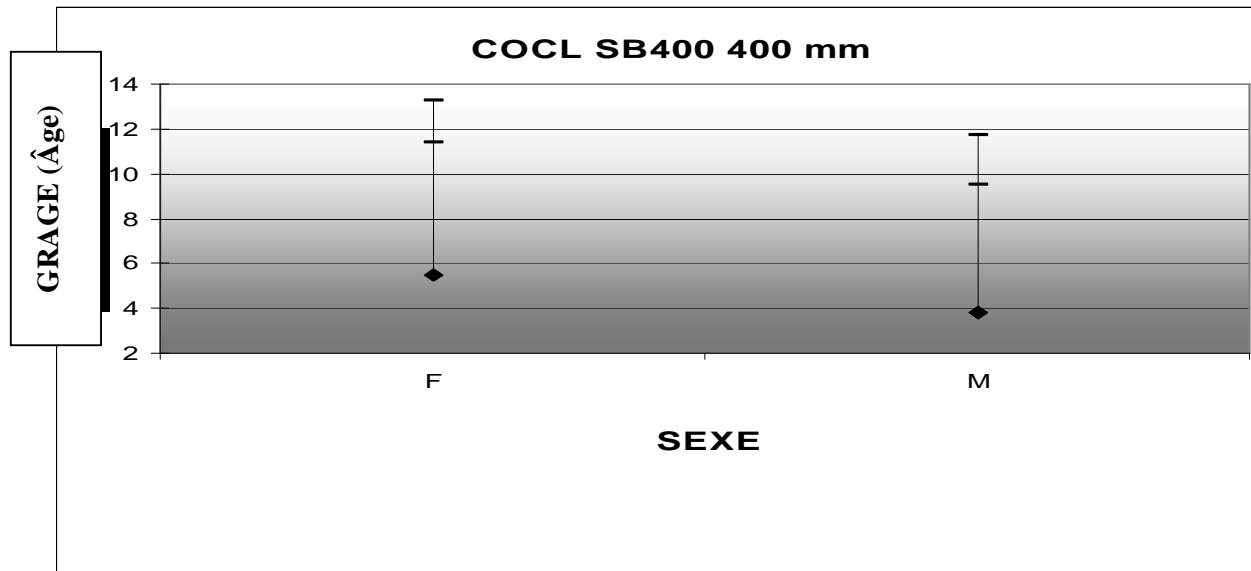




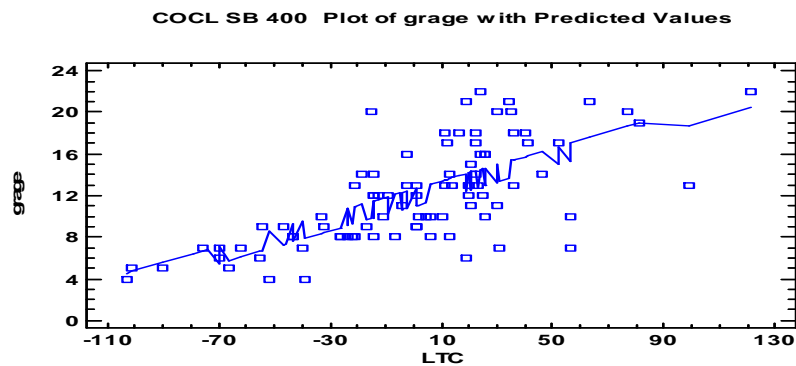
2-Âge de COCL à la station SB 400

Résultats Statgraph®.

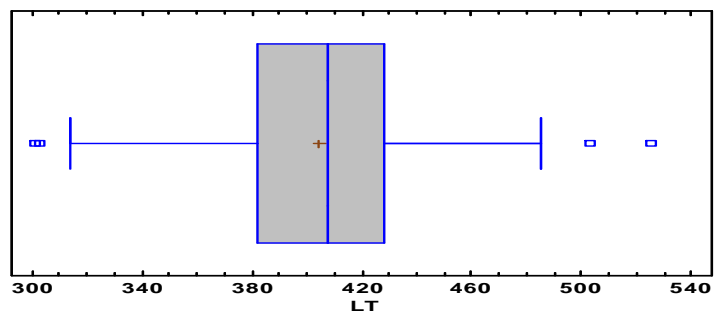
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
COCL	SB 400	1990,1992, 1994, 1998, 2000, 2008	65	Femelle	11,36	5,5	13,25
			39	Mâle	9,51	3,8	11,75



Graphiques Statgraph®.



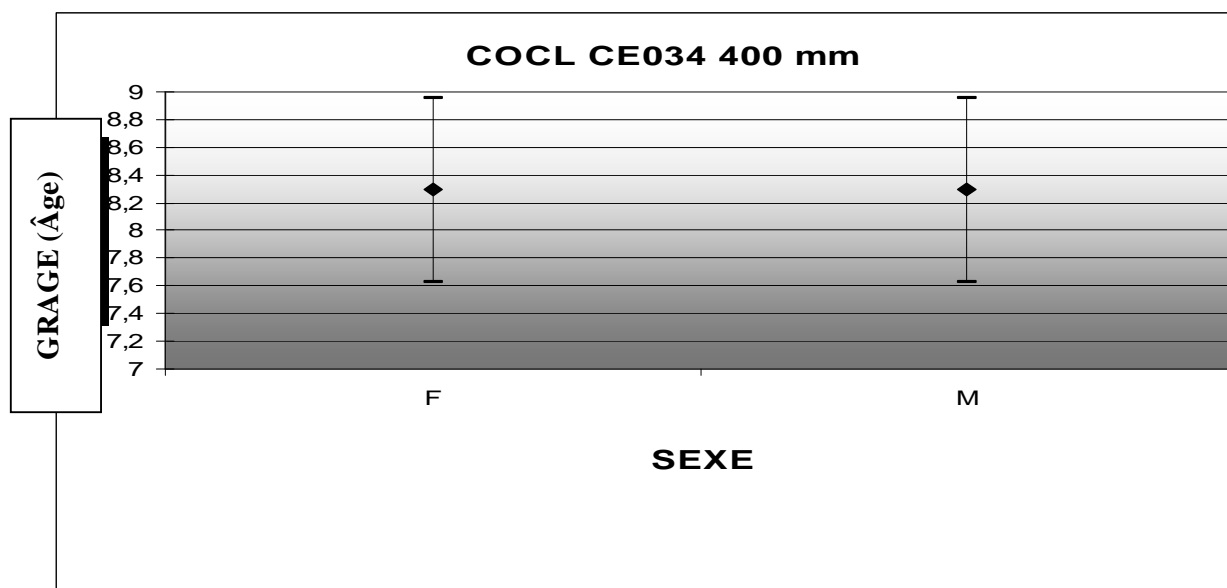
COCL SB 400 Box-and-Whisker Plot



3-Âge de COCL à la station CE034

Résultats Statgraph®.

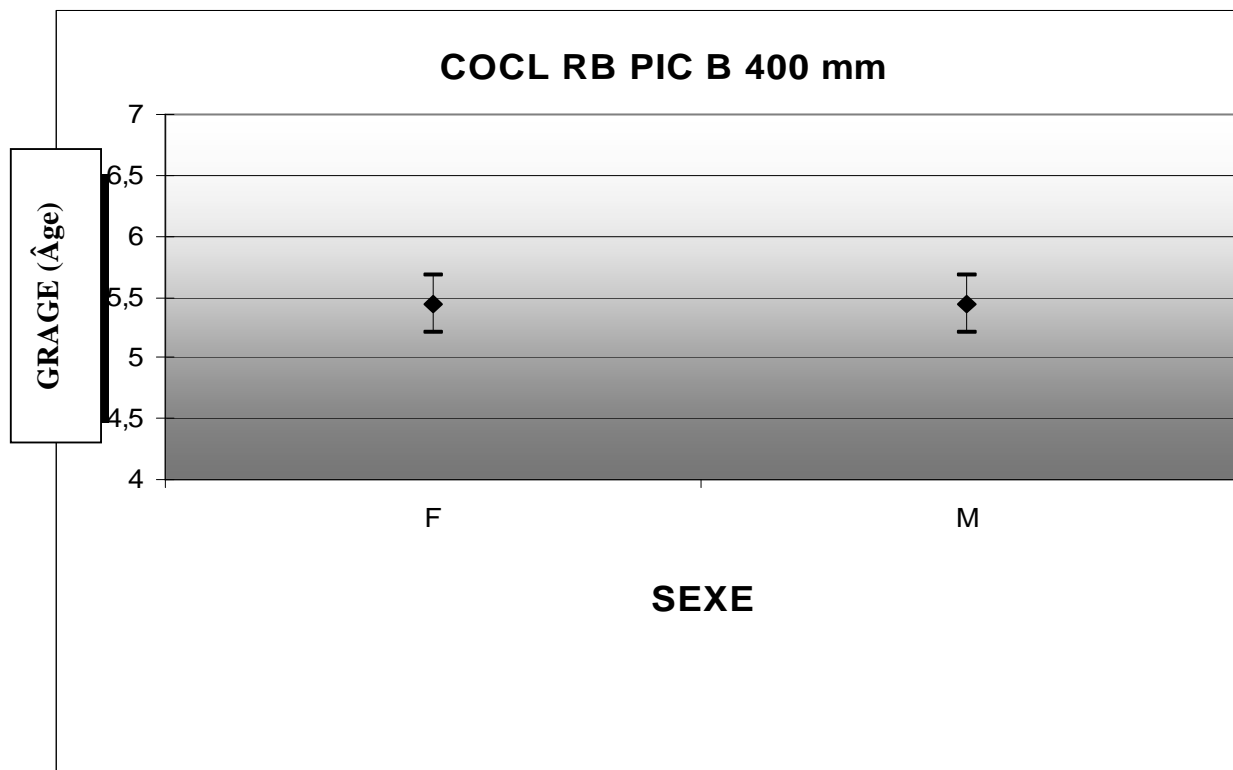
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
COCL	CE034	1987,1991, 1993, 1997, 1999	76	Femelle	8,29	7,62	8,96
			97	Mâle	8,29	7,62	8,96



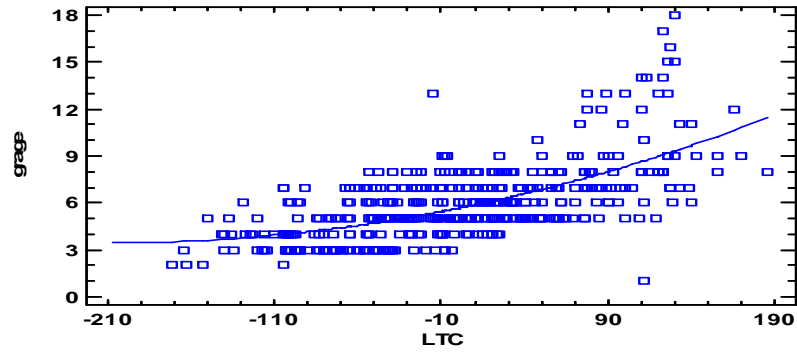
4-Âge de COCL à la station RB PIC B

Résultats Statgraph®.

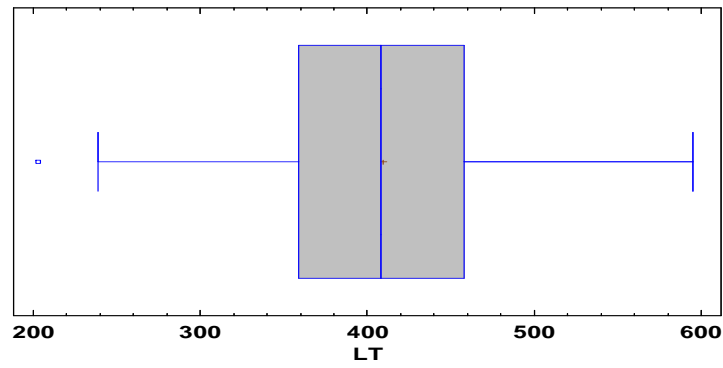
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
COCL	RB PICB	1981,1982, 1986,	155	Femelle	5,44	5,21	5,68
		1988, 1984	139	Mâle	5,44	5,21	5,68



COCL Robert-Bourassa pic B Plot of grage w with Predicted Values



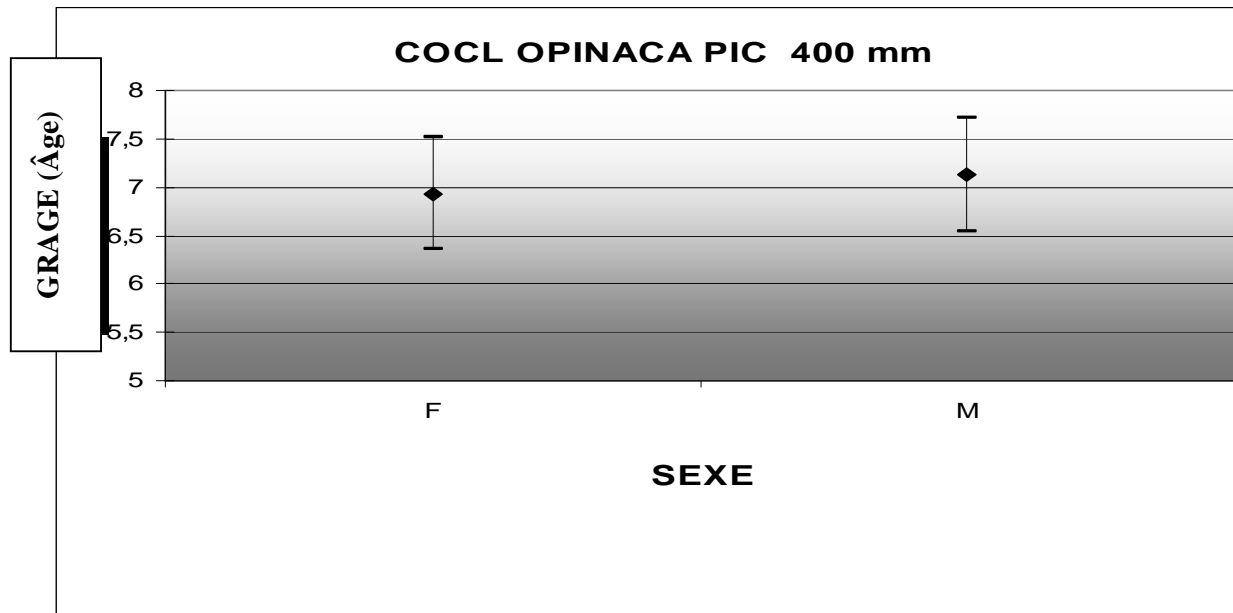
COCL Robert-Bourassa pic B Box-and-Whisker Plot



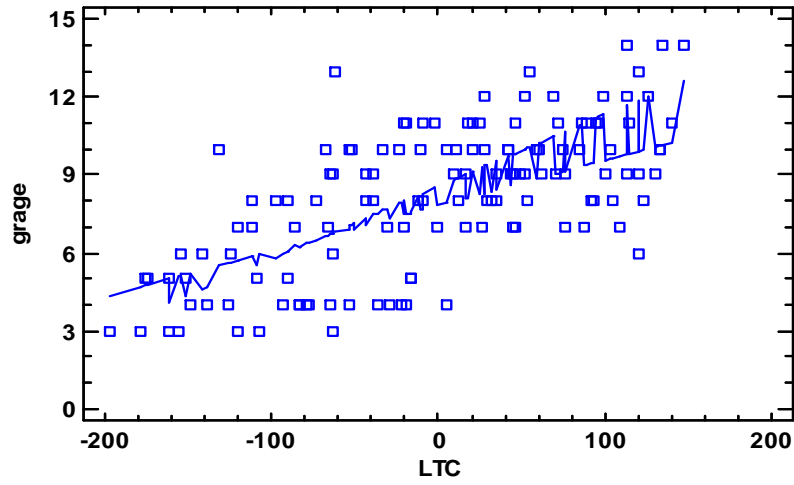
5-Âge de COCL à la station OPINACA PIC

Résultats Statgraph®.

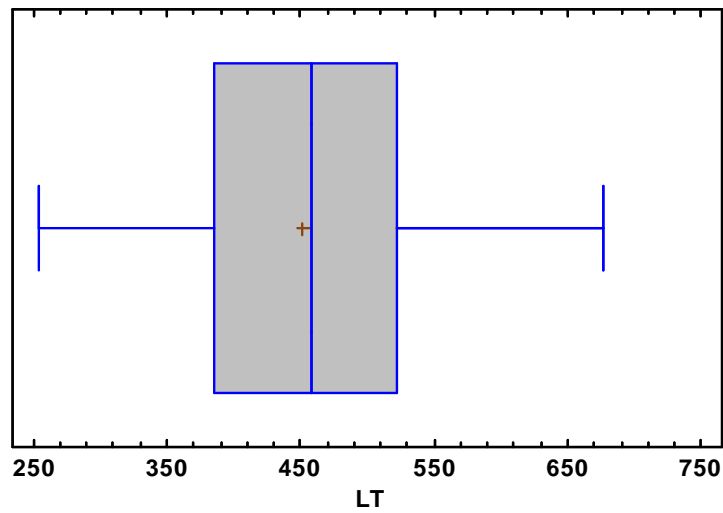
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
COCL	Opinaca PIC	1984,1986, 1988,	65	Femelle	6,93	6,36	7,51
		1990, 1992	39	Mâle	7,13	6,55	7,72



COCL OPINACA pic Plot of grage with Predicted Values



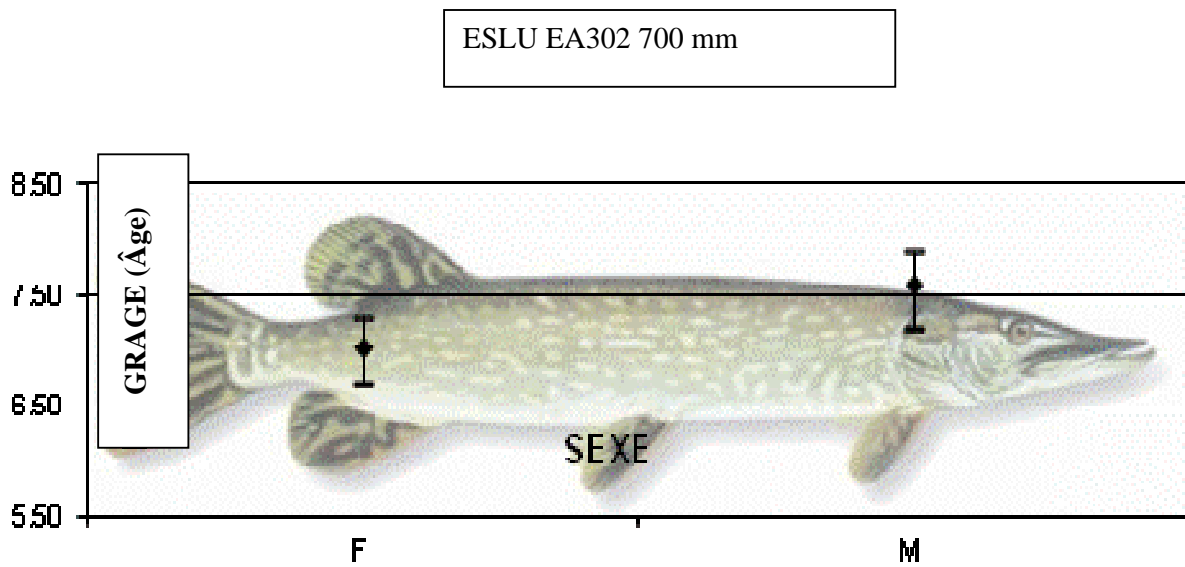
COCL OPINACA pic Box-and-Whisker Plot



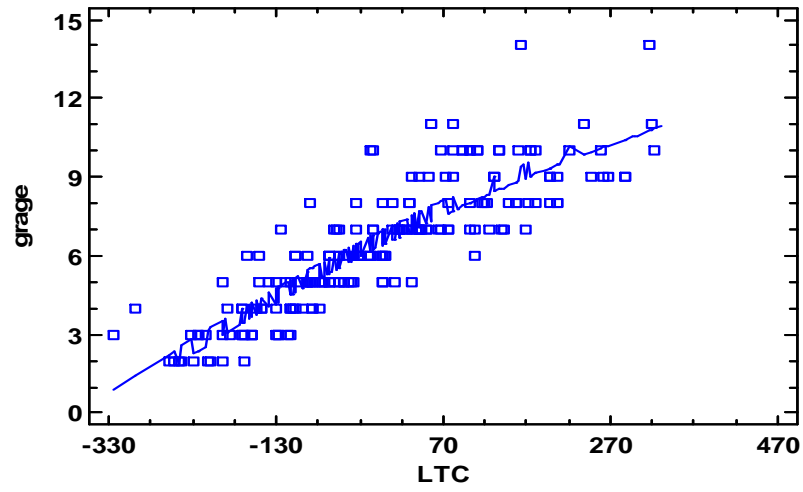
6-Âge de ESLU à la station EA 302

Résultats Statgraph®.

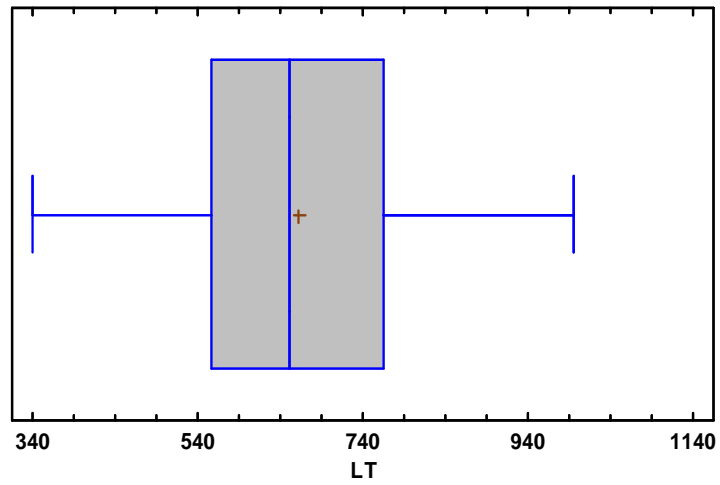
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
ESLU	EA 302	1988,1990,1992,1996	132	Femelle	7,03	6,74	7,32
		1998,2000,2004,2007,2009	99	Mâle	7,58	7,25	7,91



ESLU EA302 Plot of grage with Predicted Values



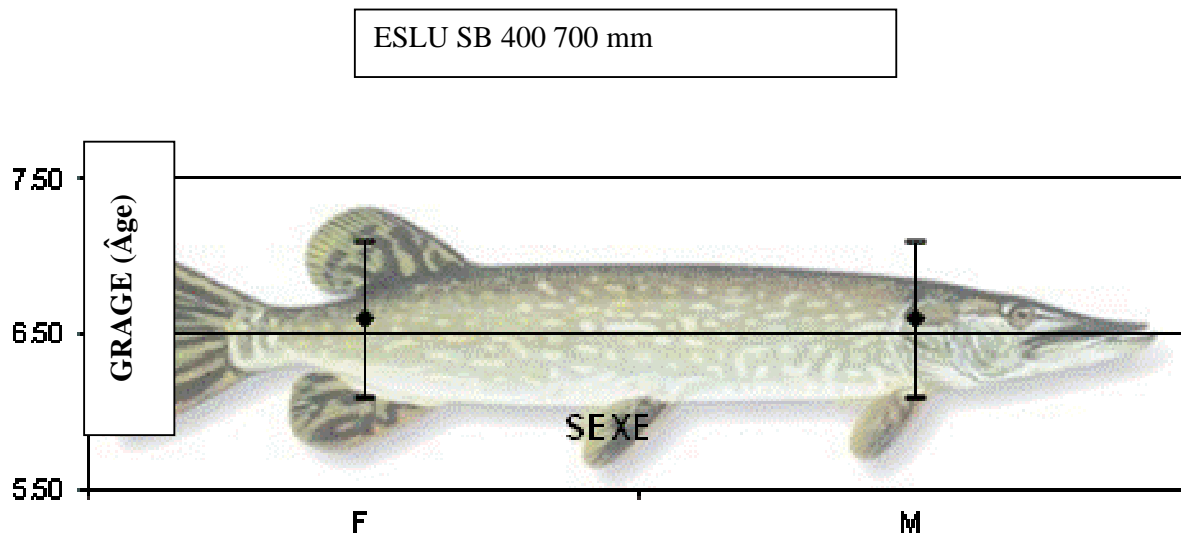
ESLU EA 302 Box-and-Whisker Plot



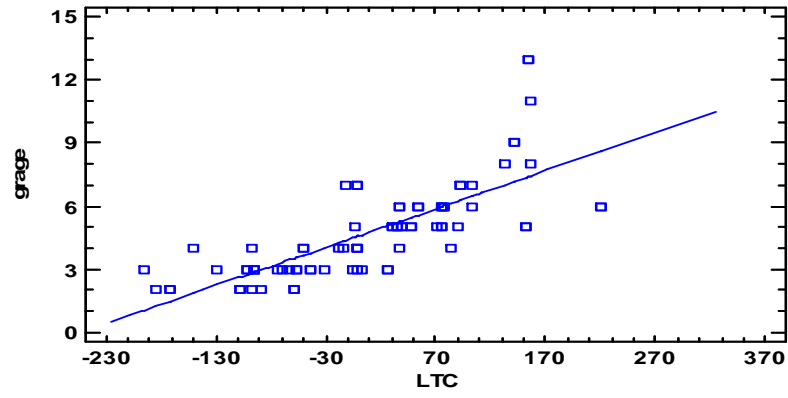
7-Âge de ESLU à la station SB 400

Résultats Statgraph®.

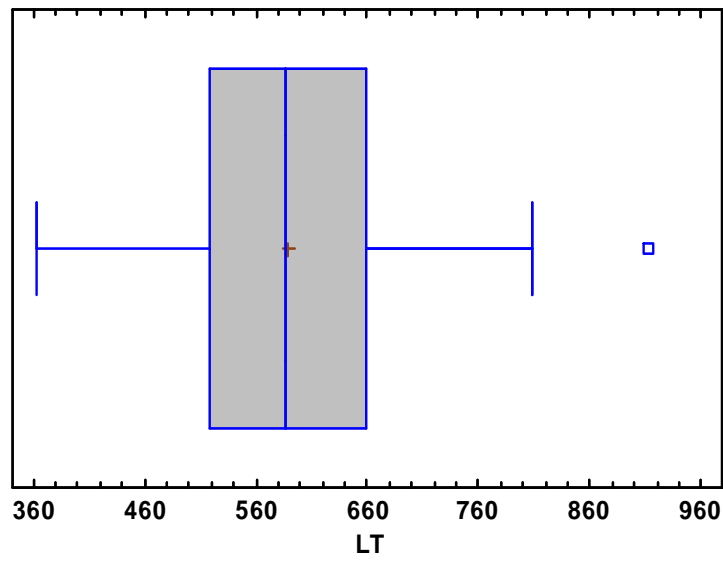
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
ESLU	SB 400	1992,1994, 1996, 1998, 2000	74	Femelle	6,62	6,12	7,13
			32	Mâle	6,62	6,12	7,13



ESLU SB 400 Plot of grage with Predicted Values



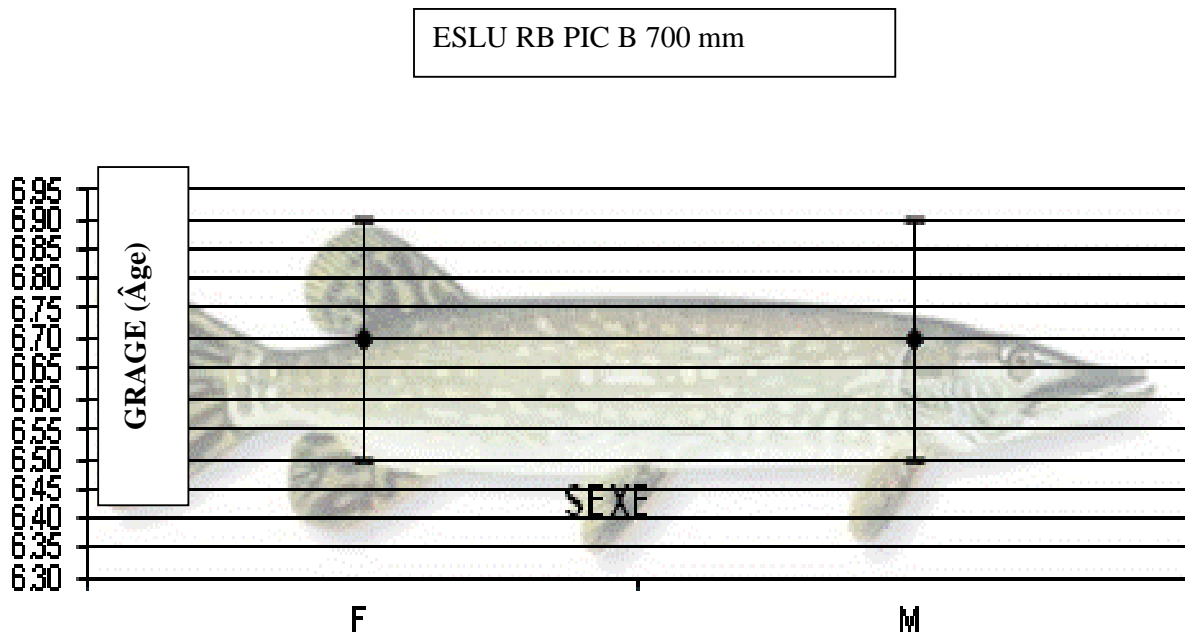
ESLU SB 400 Box-and-Whisker Plot



8-Âge de ESLU à la station RB PIC B

Résultats Statgraph®.

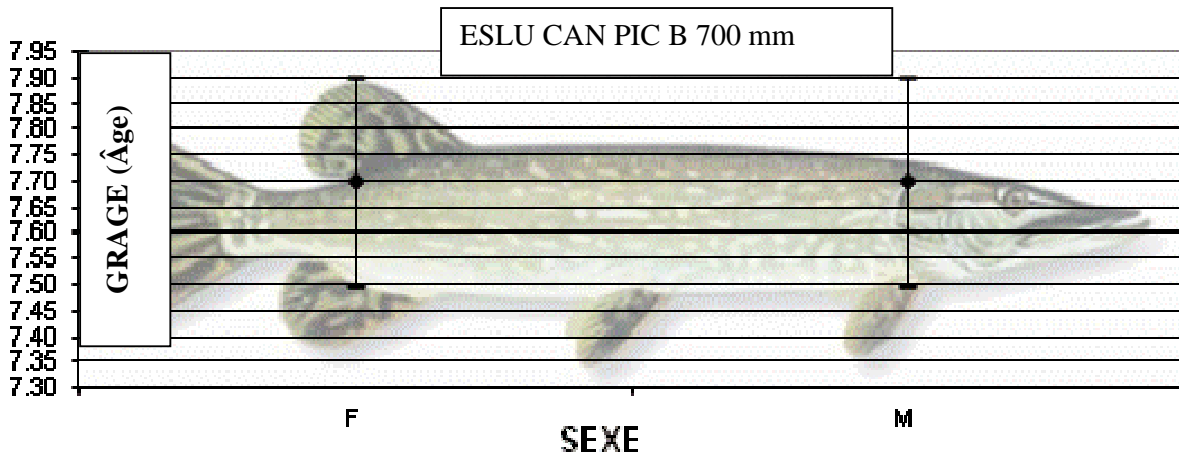
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
ESLU	RB PICB	1988, 1992, 1994	259	Femelle	6,69	6,52	6,86
			110	Mâle	6,69	6,52	6,86



9-Âge de ESLU à CANIAPISCAU PIC B

Résultats Statgraph®.

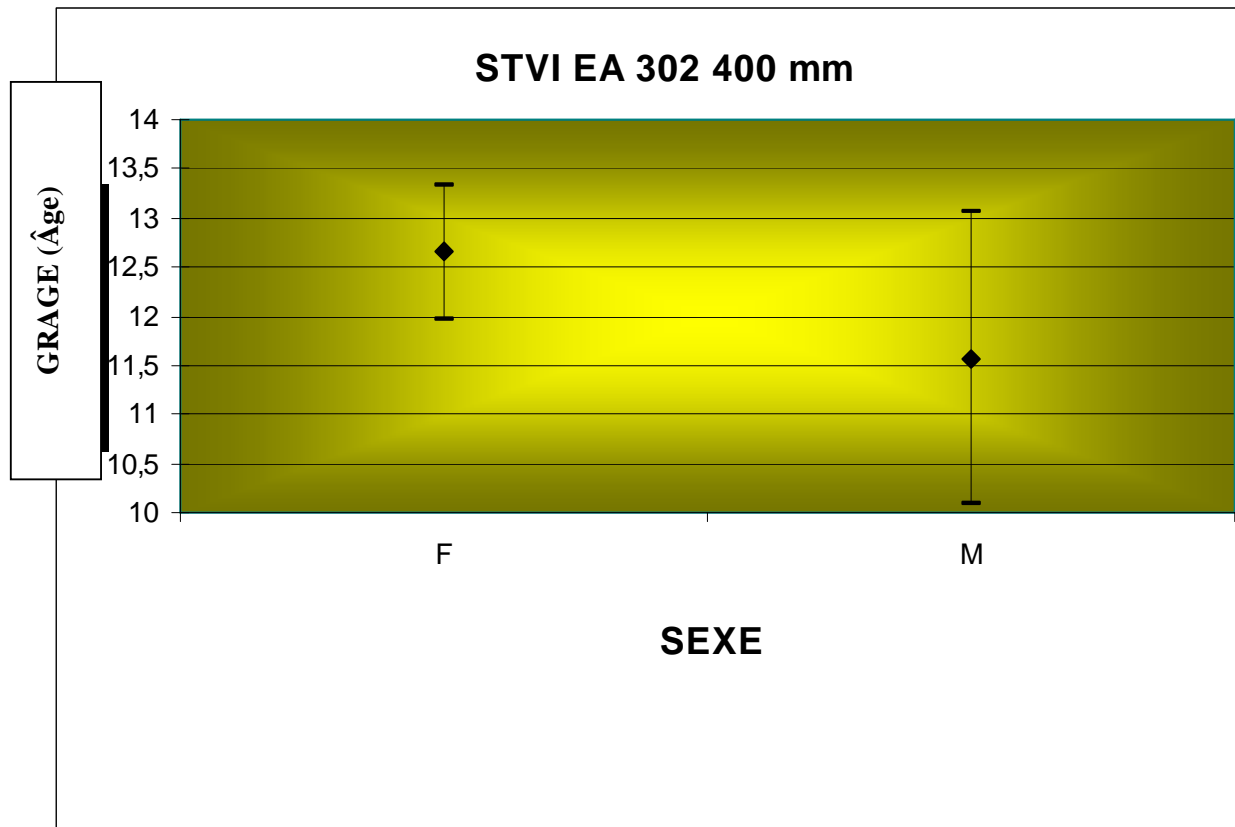
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
ESLU	CAN	1991,1995, 1997, 1999	235	Femelle	7,67	7,47	7,87
	PIC B		115	Mâle	7,67	7,47	7,87



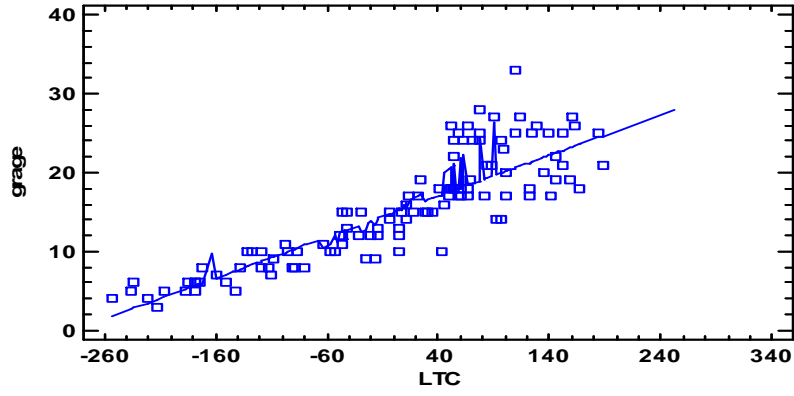
10-Âge de STVI à EA 302

Résultats Statgraph®.

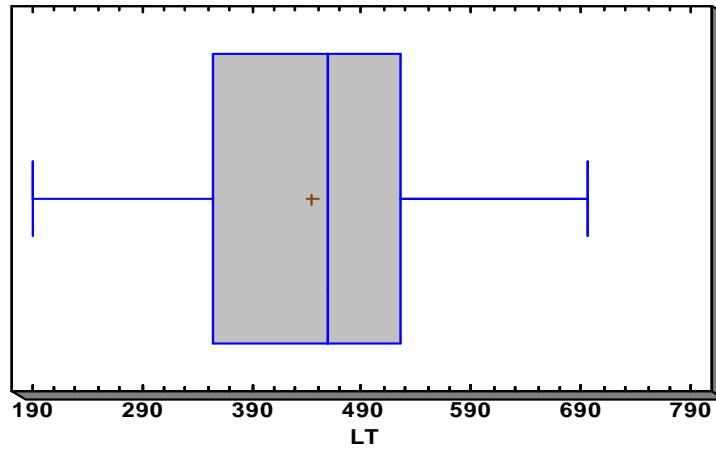
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
STVI	EA 302	1988,1990, 1992, 1996,1998, 2000, 2004, 2007, 2009	131	Femelle	12,65	11,97	13,33
			32	Mâle	11,57	10,08	13,05



STVI EA 302 Plot of grage with Predicted Values



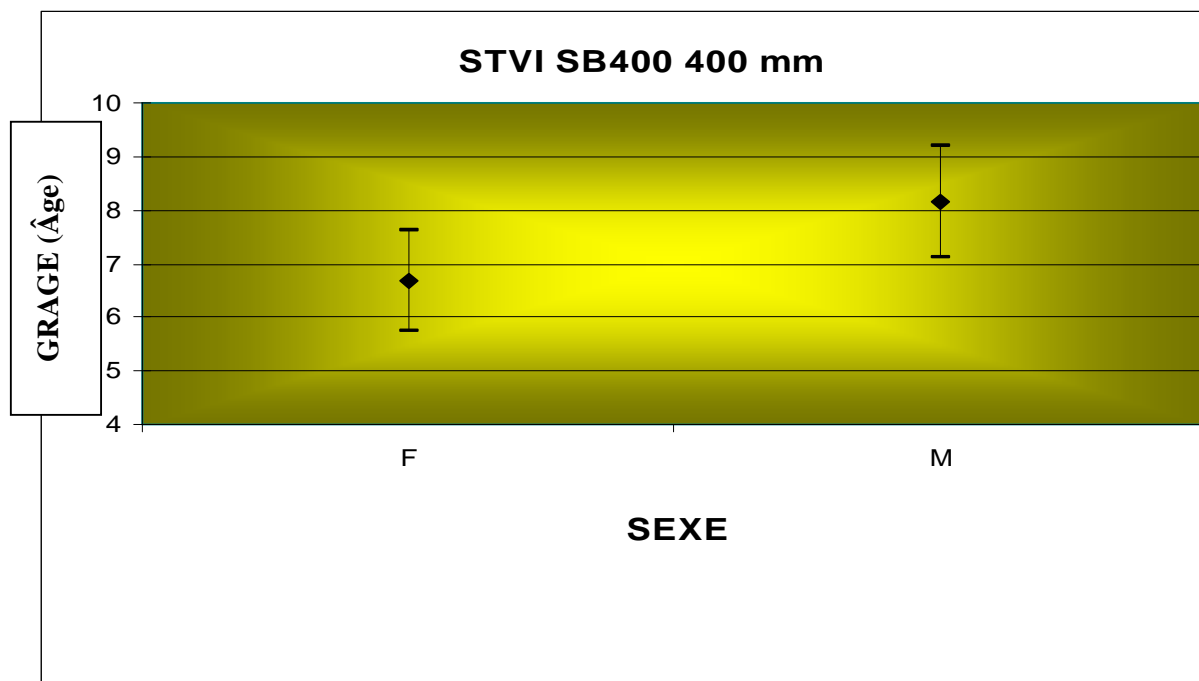
STVI EA 302 Box-and-Whisker Plot



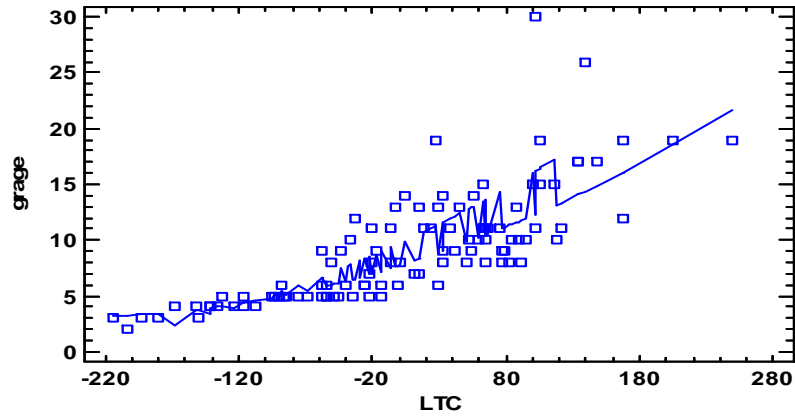
11-Âge de STVI à SB400

Résultats Statgraph®.

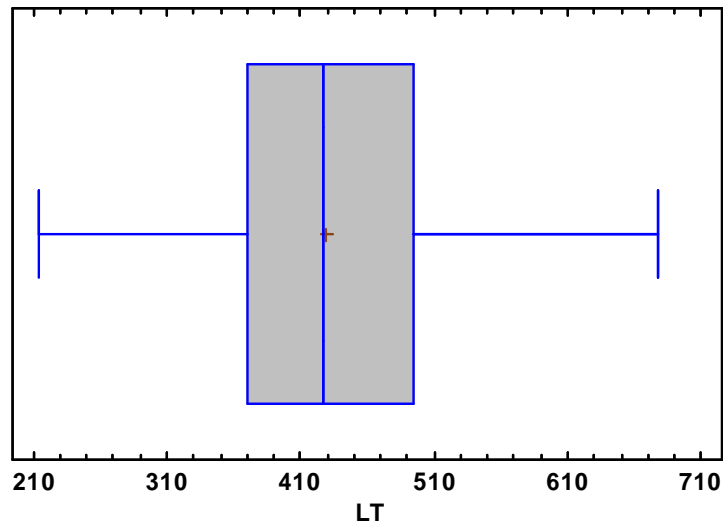
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
STVI	SB 400	1992, 1994, 1996	68	Femelle	6,69	5,76	7,63
		1998, 2000, 2008	40	Mâle	8,16	7,10	9,21



STVI SB400 Plot of grage with Predicted Values



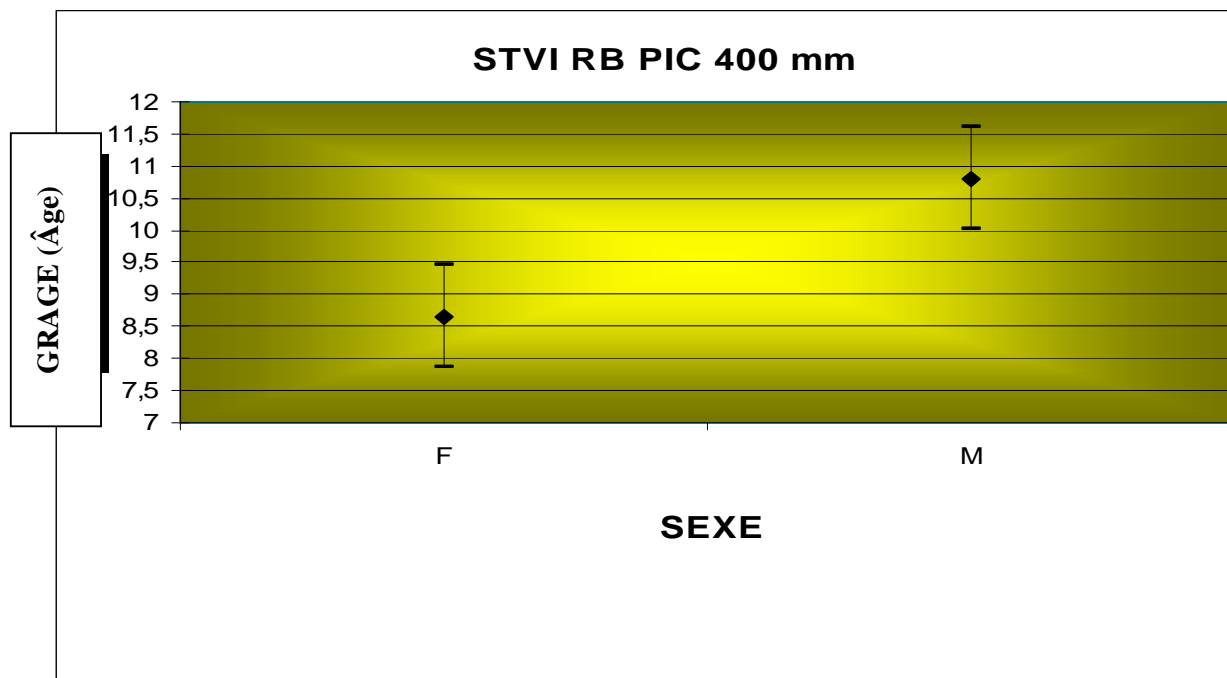
STVI SB 400 Box-and-Whisker Plot



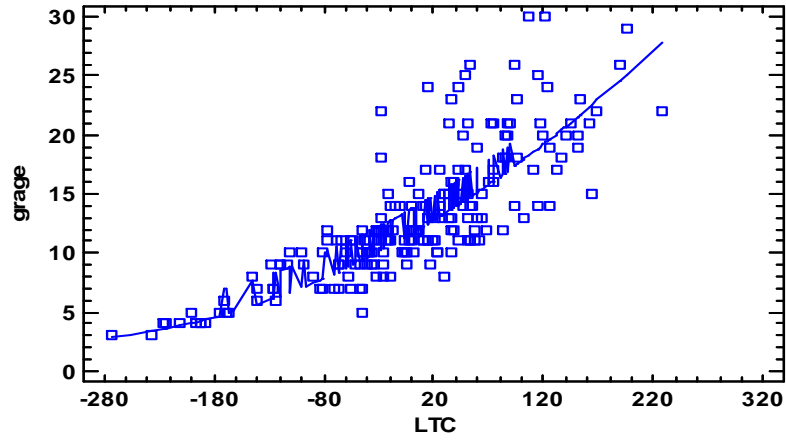
12-Âge de STVI à Robert-Bourassa PIC

Résultats Statgraph®.

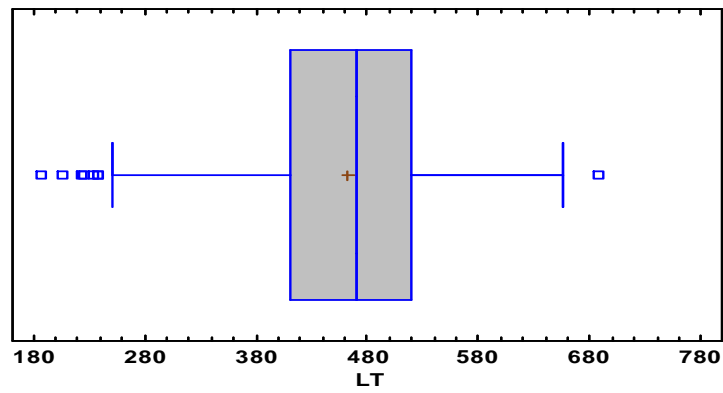
Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
STVI	RB PIC	1984, 1986, 1988	154	Femelle	8,66	7,87	9,45
		1990, 1992	87	Mâle	10,80	10,01	11,60



STVI G2 400 Plot of grage with Predicted Values



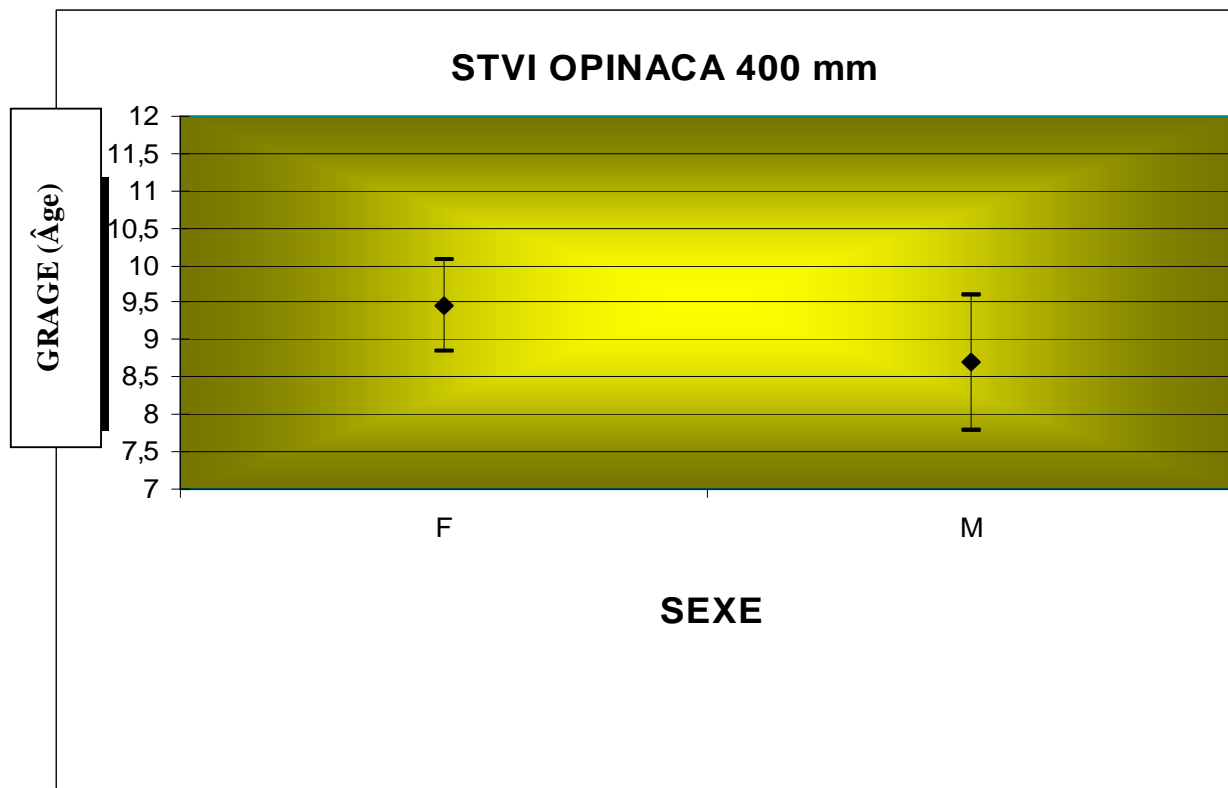
STVI G2400 Box-and-Whisker Plot



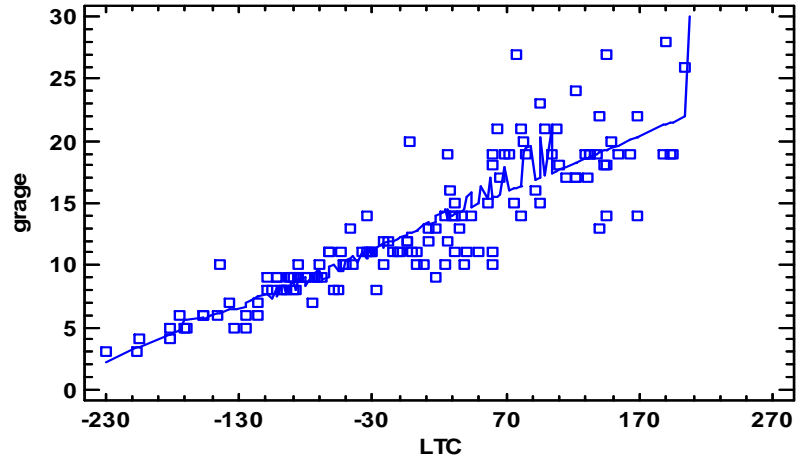
13-Âge de STVI à Opinaca PIC B

Résultats Statgraph®.

Espèce	Station	Années	N	Genre	Valeur prédite (âge)	Valeur la plus basse (âge)	Valeur la plus élevée (âge)
STVI	Opinaca PIC B	1984, 1988, 1990	93	Femelle	9,45	8,83	10,06
			40	Mâle	8,69	7,79	9,59



STVI OPINACA Plot of grage with Predicted Values



STVI OPINACA Box-and-Whisker Plot

