

---

# Rapport de stage

5<sup>e</sup> année

## Les effets des métaux traces sur les salmonidés

---

Institut National de la Recherche Scientifique  
490 rue de la Couronne G1K 9A9 Québec, Canada

Tuteur entreprise :  
Patrice Couture  
Professeur

Mathilde Olivier  
IMA  
2021-2022

Tuteur académique :  
Catherine Boisneau

## Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier mon maître de stage, Patrice Couture, professeur spécialisé en écotoxicologie au sein de l'INRS, de m'avoir initiée au monde de la recherche, tout au long de ces six mois de stage.

Je souhaiterais aussi remercier Mackenzie Anne Clifford Martyniuk, doctorante à l'INRS, pour m'avoir appris toutes les techniques de laboratoire que j'ai utilisées au long de ces six mois, les nombreuses explications du contexte de sa thèse, le traitement de données, l'utilisation du logiciel R Studio et pour la relecture de mon rapport. Je suis très reconnaissante qu'elle m'ait accordé sa confiance afin de participer à sa thèse.

Merci à toute l'équipe de l'INRS qui m'a dispensé des formations de laboratoire et aidé avec les problèmes de labo. Je souhaite remercier tout le personnel de l'INRS pour leur accueil et leur soutien durant ces 6 mois.

Pour finir, je souhaite remercier Katell DELANOE, mon amie depuis plus de 8 ans, qui est venue vivre cette expérience internationale avec moi au Canada. Merci à toi pour les nombreux voyages qu'on a faits, les rires qu'on a eus et ton soutien dans les moments difficiles. Je suis heureuse de finir Polytech à tes côtés.

## Table des matières

|                                                              |    |
|--------------------------------------------------------------|----|
| <b>Remerciements</b> .....                                   | 2  |
| <b>Table des figures</b> .....                               | 4  |
| <b>Table des tableaux</b> .....                              | 5  |
| <b>Table des équations</b> .....                             | 5  |
| <b>Liste des abréviations</b> .....                          | 6  |
| <b>Introduction</b> .....                                    | 7  |
| Contexte .....                                               | 7  |
| Présentation de la structure d'accueil .....                 | 9  |
| Présentation et déroulé de la mission .....                  | 10 |
| <b>Matériel et méthodes</b> .....                            | 10 |
| Site d'étude .....                                           | 11 |
| Schefferville, Québec .....                                  | 11 |
| Lacs étudiés .....                                           | 12 |
| Echantillonnage et indices .....                             | 13 |
| Espèces étudiées .....                                       | 13 |
| Touladi .....                                                | 13 |
| Grand Corégone .....                                         | 14 |
| Ménomini Rond .....                                          | 14 |
| Préparation des échantillons .....                           | 14 |
| ICP-AES et ICP-MS .....                                      | 14 |
| Direct Mercury Analyzer, DMA-80 .....                        | 15 |
| Analyse des métaux traces .....                              | 15 |
| ICP-AES et ICP-MS .....                                      | 15 |
| DMA .....                                                    | 16 |
| Analyse statistique .....                                    | 17 |
| <b>Résultats et discussion</b> .....                         | 18 |
| Analyse des métaux traces : Muscle dorsal et foie .....      | 18 |
| Analyse des métaux traces et des variables biologiques ..... | 21 |
| Discussion .....                                             | 32 |
| Localisation .....                                           | 32 |
| Tissus .....                                                 | 34 |
| Réseau trophique .....                                       | 34 |
| Métaux traces et variables biologiques .....                 | 35 |
| <b>Conclusion</b> .....                                      | 36 |
| <b>Annexes</b> .....                                         | 38 |

|                            |    |
|----------------------------|----|
| <b>Bibliographie</b> ..... | 42 |
|----------------------------|----|

## Table des figures

|                                                                                                                                               |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figure 1 : Missions réalisées (Olivier, 2022) .....                                                                                           | 10 |
| Figure 2 : Localisation des exploitations minières (Examen Postdoctoral, Martyniuk, 2021). 11                                                 |    |
| Figure 3 : Zoom sur la localisation des lacs (Google Earth, Olivier, 2022) .....                                                              | 12 |
| Figure 4 : Touladi (Government of Yukon, 2021a) .....                                                                                         | 13 |
| Figure 5 : Grand Corégone (Government of Yukon, 2021b) .....                                                                                  | 14 |
| Figure 6 : Ménomini rond (Kraft et al., 2006 b) .....                                                                                         | 14 |
| Figure 7 : ICP-AES (Olivier, 2022) .....                                                                                                      | 15 |
| Figure 8: Direct Mercury Analyzer DMA (Olivier,2022) .....                                                                                    | 17 |
| Figure 9 : Relations significatives dans le foie du grand corégone pour les métaux Cu, Fe, Se et Zn au sein des lacs Denault et Annabel ..... | 22 |
| Figure 10: Relations significatives dans le foie du grand corégone pour les métaux Cd,Co,THg et Pb au sein des lacs Denault et Annabel .....  | 23 |
| Figure 11 : Relations significatives dans le muscle du grand corégone pour les métaux Cu, Fe et Zn au sein des lacs Denault et Annabel .....  | 24 |
| Figure 12 : Relations significatives dans le muscle du grand corégone pour les métaux Co, Pb au sein des lacs Denault et Annabel.....         | 25 |
| Figure 13 :Relations significatives dans le foie du ménomini rond pour les métaux Cr et THg au sein des lacs Denault et Annabel.....          | 26 |
| Figure 14 : Relations significatives dans le muscle du ménomini rond pour les métaux Se et Zn sein des lacs Denault et Annabel.....           | 27 |
| Figure 15 :Relations significatives dans le muscle du ménomini rond pour les métaux Cd, Cr, THg et Pb sein des lacs Denault et Annabel .....  | 28 |
| Figure 16 : Relations significatives dans le foie chez le touladi pour les métaux Fe et Se au sein des lacs Denault et Annabel .....          | 29 |
| Figure 17 : Relations significatives dans le foie chez le touladi pour les métaux Cd,Co,THg et Pb au sein des lacs Denault et Annabel .....   | 31 |
| Figure 18 : Relations significatives dans le muscle du touladi pour les métaux Cu et Fe au sein des lacs Denault et Annabel .....             | 31 |
| Figure 19 : Relations significatives dans le muscle du touladi pour les métaux Co et THg au sein des lacs Denault et Annabel .....            | 32 |

## Table des tableaux

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tableau 1: Paramètres physico-chimiques des différents lacs (Martyniuk, 2021) .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 12 |
| Tableau 2 : Distance à la mine des différents lacs (Google Earth, Martyniuk 2021) .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | 13 |
| Tableau 4 : Moyenne écart-type et maximum des concentrations ( $\mu\text{g/g}$ de poids sec, sauf pour THg $\mu\text{g/g}$ de poids frais) de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Pb, Se, Zn dans le muscle dorsal chez les grand corégone, le touladi et le ménomini rond. Les différences significatives dans les concentrations de métaux traces à travers les différents sites sont présentées en gras. .... | 18 |
| Tableau 5 : Moyenne écart-type et maximum des concentrations ( $\mu\text{g/g}$ de poids sec, sauf pour THg $\mu\text{g/g}$ de poids frais) de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Pb, Se, Zn dans le foie chez les Grand Corégone, Le Touladi et le Ménomini Rond. Les différences significatives dans les concentrations de métaux traces à travers les différents sites sont présentées en gras. ....          | 20 |

## Table des équations

|                                          |    |
|------------------------------------------|----|
| Equation 1 : Coefficient de Fulton ..... | 13 |
| Equation 2 : Coefficient HSI .....       | 13 |
| Equation 3 : Pourcentage d'eau .....     | 17 |

## Liste des abréviations

Al : Aluminium  
As : Arsenic  
Ba : Barium  
Cd : Cadmium  
Co : Cobalt  
Cr : Chrome  
Cu : Cuivre  
DMA : Direct Mercury Analysis  
FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture  
FCF : Facteur de Fulton  
Fe : Fer  
GSI : Indice Gonasomatique  
Hg : Mercure  
HSI : Indice Hépatosomatique  
ICP-AES : Spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif  
ICP-MS : Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif  
IOCC : Iron Ore Company of Canada  
Mn : Manganese  
Ni : Nickel  
NML : New Millennium Capital Corporation  
Pb : Plomb  
Se : Selenium  
THg: Total mercure  
TSMC : Tata Steel Minerals Canada Ltée  
Zn : Zinc

## Introduction

### Contexte

La région Nord-du-Québec, Canada, est un vaste territoire géographique couvrant 55 % de la province du Québec (Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation Québec, 2022). Situé sur le bouclier canadien, le Nord-du-Québec est composé de trois grandes zones géologiques, les fosses du Labrador et de l'Ungava ainsi que la ceinture de Cadillac-Pontiac, qui possèdent d'incroyables ressources minières (Simard, 2018). Par conséquent, l'activité économique de cette région repose alors principalement sur l'exploitation minière (Simard & Brisson, 2013). L'exploitation initiale y a commencé en 1847 sur le territoire (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, 2016), pour l'extraction principalement d'or, de cobalt, de phosphate et de fer (Paquette, 1984). Cette activité a de nombreuses implications pour le développement dans la région et promeut la construction d'infrastructures associées à l'exploitation minière (ex. les chemins de fer, les installations de traitement, et des villes minières (Schefferville, Fermont et Gagnon) (Humphrys, 1958; Simard & Brisson, 2013)). Ce développement a entraîné une croissance significative de la région pendant le 20<sup>e</sup> siècle (Paquette, 1984) et en 2020, le Québec comptait 22 mines en opération et 4 mines en entretien (Gouvernement du Québec, 2021). Avec ces ressources importantes, le Nord-du-Québec apporte 26,5 % de la valeur totale des livraisons minérales québécoises, (Institut de la Statistique du Québec, 2021) principalement au niveau du fer, du nickel, et l'or, qui y sont présents en abondance (Simard, 2018).

Néanmoins, la création, l'exploitation et la fermeture de mines peut causer de nombreux dommages tant environnementaux (Allan, 1995; Laperrière et al., 2009; Hachimi et al., 2014, ) que sociaux (Brisson et al., 2017; Gellert & Lynch, 2003; Petkova et al., 2009). En effet, au Canada, l'industrie est basée sur le principe du « free mining ». Cela définit un droit de libre accès à la propriété et à l'exploitation des ressources d'un territoire (Laforce, 2010). Ce système permet à n'importe qui d'acquérir librement, avec peu de contraintes et de faibles coûts, un droit de propriété sur les ressources minérales d'un territoire (Lapointe, 2010). Cependant, plusieurs communautés autochtones peuplent cette région ; les Inuits, les Cris, les Naskapis et les Innus (Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation, 2010). Ce principe est en conflit direct avec les revendications territoriales de ces Nations. En outre, des effets individuels et communautaires ont été documentés en raison de l'industrie minière (Brisson et al., 2017). Par exemple, l'exploitation minière des territoires autochtones peut avoir des répercussions importantes sur la santé humaine, parce que ces communautés se servent de leurs terres comme moyen de subsistance. En effet, elles pêchent dans les différents lacs de la région qui, s'ils se trouvent près d'une mine, sont potentiellement contaminés.

Tandis que, la *Loi sur les mines* a été créée afin d'encadrer les différentes phases de l'activité minière en 1880, c'est seulement lors de l'année 2013 que la loi a été réformée afin que les entreprises compensent financièrement leurs impacts sur l'environnement après la fin des opérations (Guilbault & Trudeau, 2013). Par conséquent, l'exploitation minière a eu fortement le temps d'impacter l'environnement, la dégradation des habitats en étant la conséquence principale (Simard, 2018). Les déchets produits par cette industrie contaminent les sols et les lacs à travers les différentes sources de ruissellement (Allan, 1995).

La biodisponibilité des métaux traces dans l'environnement dépend de la spéciation, distribution d'un élément sous plusieurs formes chimiques, du métal dans l'environnement (Templeton et al., 2000). Cette spéciation est influencée par différents paramètres physico-chimiques. En plus de la spéciation, la biodisponibilité d'un métal peut être compromise par la physiologie de chaque espèce, la saisonnalité (Audet & Couture, 2003) et encore l'écologie d'une espèce. Finalement, avec l'augmentation des activités anthropiques durant ces dernières années (Paquet 1984), l'apport en

métaux traces dans les milieux aquatiques a considérablement été modifié par rapport aux niveaux historiques et peut poser un risque important pour les organismes aquatiques.

Les concentrations de métaux traces, présents dans les déchets miniers, peuvent provoquer un stress toxique pour la faune et la flore (Mol & Ouboter, 2004; Villéger et al., 2011). Spécifiquement des concentrations trop élevées de métaux essentiels et non-essentiels peuvent avoir des effets négatifs sur la santé des poissons (Al-Yousuf et al., 2000; A. K. Mishra & Mohanty, 2008). Chez les poissons, il existe des mécanismes de régulation, d'absorption, de transport et d'excrétion pour les éléments essentiels (Farrell et al., 2009). Même si certains métaux sont essentiels tels que le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le sélénium (Se) et le zinc (Zn) pour les réactions métaboliques en quantité de traces, une concentration trop forte de ces métaux peut être nocive pour les poissons. Par exemple, des concentrations trop élevées dans le foie de la perchaude en Cu et Ni venant de lacs contaminés montrent que l'homéostasie est dépassé à un certain point, par exemple pour le Cd, les changements dans les niveaux d'expression des gènes étaient plus marqués dans le foie que dans le muscle dorsal, tandis que pour le Cu, la tendance inverse a été observée. (Pierron et al., 2009). En plus, à des concentrations trop élevées, les branchies des poissons qui sont en contact continu avec l'eau extérieure peuvent être directement impactées par des changements morphologiques dû à une réponse inflammatoire généralisée (Wood, 2011). Pour les métaux non-essentiels comme ; aluminium (Al), arsenic (As), cadmium (Cd), mercure (Hg) et le plomb (Pb), ces mécanismes de régulation n'existent pas et de faibles concentrations suffisent pour avoir un effet nocif sur les poissons (Berntssen et al., 2003; Chételat et al., 2015; Kidd et al., 2012) et peuvent provoquer la bioaccumulation des métaux dans plusieurs tissus tels que les branchies, le foie, le muscle et le cæca pylorique (Gauthier et al., 2009; Nussey & van Vuren, 2006; Rajotte & Couture, 2002). Aussi, il a été montré que la concentration en métaux traces dans les tissus des poissons peut montrer une bioamplification dans le réseau trophique, atteignant de grandes concentrations chez les poissons prédateurs de grande taille (Atwell et al., 1998; Croteau et al., 2005; Kidd et al., 2012). Cette bioamplification du réseau trophique peut directement impacter les communautés autochtones, qui consomment du poisson pêché localement. Dans cette situation, certains métaux traces peuvent avoir un impact très dangereux sur la santé humaine (Mergler et al., 2007; Plum et al., 2010).

Un des moyens afin de documenter les effets des concentrations de métaux traces sur la santé des poissons est d'évaluer les différentes corrélations entre la quantité de métaux présents dans les poissons et certains paramètres biologiques tels que des biomarqueurs. Le facteur de Fulton (FCF), l'indice hépato-somatique (HSI) ainsi que l'indice gonadosomatique (GSI) sont utilisés afin de déterminer la santé des poissons dans les études sur les contaminants (Eastwood & Couture, 2002; H. K. Swanson et al., 2010). Par exemple, une baisse des FCF associée à une exposition à des métaux traces suggèrent une baisse de l'efficacité de croissance (Sherwood et al., 2000) et l'affectation de ressources énergétiques à la détoxification et à la dépuration (Couture & Pyle, 2008). Des relations négatives entre les valeurs d'HSI et les valeurs de métaux traces peuvent indiquer des changements chimiques et cellulaires induits par des substances toxiques qui reflètent les dommages aux organes et aux organismes (Larose et al., 2008; Laurén & Wails, 1990). Quant à l'indice GSI, la baisse de ces valeurs peut indiquer une déficience dans la reproduction (Crump & Trudeau, 2009). L'évaluation de ces corrélations est une méthode relativement simple pour évaluer les effets potentiels à grande échelle des métaux traces sur les systèmes de poissons entiers et peut fournir des informations importantes sur les implications négatives potentielles des opérations minières sur la santé des poissons.

Ces différentes implications négatives potentielles exposées sur la santé et l'habitat de la faune aquatique, comme les poissons, dans le Nord du Québec sont très évidentes, en raison de l'attrait de cette région pour l'industrie minière. Cela pose un problème significatif compte tenu de l'importance des poissons, en particulier ceux de la famille des salmonidés, car ils servent d'alimentation aux autochtones et sont très importants pour l'économie et le loisir de la région. Néanmoins, peu de

littérature scientifique concernant les salmonidés du Nord-du-Québec à l'exception de quelques études scientifiques (Martyniuk et al., 2020) et de programmes de surveillance régionaux à petite échelle. C'est pour cela qu'il est nécessaire d'ajouter une base scientifique sur ce sujet. Par conséquent, la recherche qui sera documentée dans ce rapport a été lancée.

Le but de cette étude est premièrement d'étudier la contamination actuelle des métaux traces sur les différentes localisations situées près des exploitations minières dans le Nord-du-Québec avec la concentration en métaux traces dans les tissus des salmonidés. Alors que le deuxième objectif de la recherche présentée dans ce rapport est d'étudier l'impact des métaux sur la santé des salmonidés. Plusieurs hypothèses ont été formulées pour compléter ces objectifs. Premièrement, les salmonidés capturés dans les lacs plus près des mines auront des concentrations en métaux traces plus élevées (Pyle et al., 2005). Deuxièmement, les poissons se plaçant à un niveau plus haut dans le réseau trophique tels que le touladi auront des concentrations supérieures (Atwell et al., 1998). Troisièmement, le foie aura des concentrations en métaux traces plus élevées que le muscle dorsal, car c'est un organe de détoxification (Bruslé & Anadon, 1996). Finalement, la concentration des métaux aura tendance à augmenter avec le poids et la longueur à la fourche, tandis qu'elle aura tendance à diminuer avec le HSI et le coefficient K (Martyniuk et al., 2020).

Pour ce rapport, dans un premier temps, une présentation de la structure d'accueil sera effectuée et une présentation des missions et du déroulement du stage sera faite. Ensuite, le matériel et les méthodes de cette expertise seront présentés. Pour poursuivre, l'interprétation des résultats et une discussion seront proposées. Pour finir, un retour sur les futurs projets de recherche autour de cette thématique et de mon ressenti de ce stage de fin d'études sera fait.

### Présentation de la structure d'accueil

L'Institut National de la Recherche Scientifique, INRS, est la structure qui m'a accueilli durant ces 6 mois de stage. Cet établissement public a deux fonctions principales : la recherche et la formation. Cent cinquante professeurs participent au développement de l'INRS.

Quatre centres de recherche de l'INRS sont ancrés au Québec :

- Armand-Frappier Santé Biotechnologie à Laval
- Eau Terre Environnement à Québec
- Energie Matériaux et Télécommunications à Montréal
- Urbanisation Culture Société à Montréal et Québec

Au sein de l'INRS-ETE, plusieurs disciplines sont étudiées :

- Les technologies environnementales
- L'hydroclimatologie
- Les géosciences environnementales
- Géomatique et télédétection
- Géologie et ressources géologiques
- Ecologie, écotoxicologie et génomique environnementale

Dans le cadre de mon stage, je travaillais sur la dernière discipline. Cette thématique de recherche englobe le fonctionnement et la santé des écosystèmes, les services écologiques, ainsi que la résilience et l'adaptation aux perturbations environnementales anthropiques pour lesquelles les outils génomiques et écotoxicologiques sont mis à profit.

## Présentation et déroulé de la mission

Mon projet de stage de fin d'études s'inscrit dans la thèse de Mackenzie Anne Clifford Martyniuk qui s'intitule « Evaluation de la vulnérabilité des salmonidés du Nord aux effets combinés de la contamination métallique et du stress thermique ».

Cette thèse fait partie du projet de recherche MiraNor, Mines-Rivières-Habitats-Nord, un projet de recherche multidisciplinaire. Il combine 4 thématiques principales de recherche :

- **Ecotoxicologie** : Impact de l'exploitation minière sur la santé des poissons
- **Géomorphologie** : Evaluer les impacts des infrastructures de transport minier sur l'habitat du poisson,
- **Hydrogéologie** : Quantifier la contribution des eaux souterraines afin d'évaluer les possibles refuges thermiques pour les poissons
- **Hydrologie** : Intégrer une composante changement climatique avec la modification des régimes de température, de précipitation et d'hydrologie.

Durant mon stage, j'ai été chargée de toute la partie laboratoire sur les échantillons venant du terrain de l'été 2021 (Figure 1).

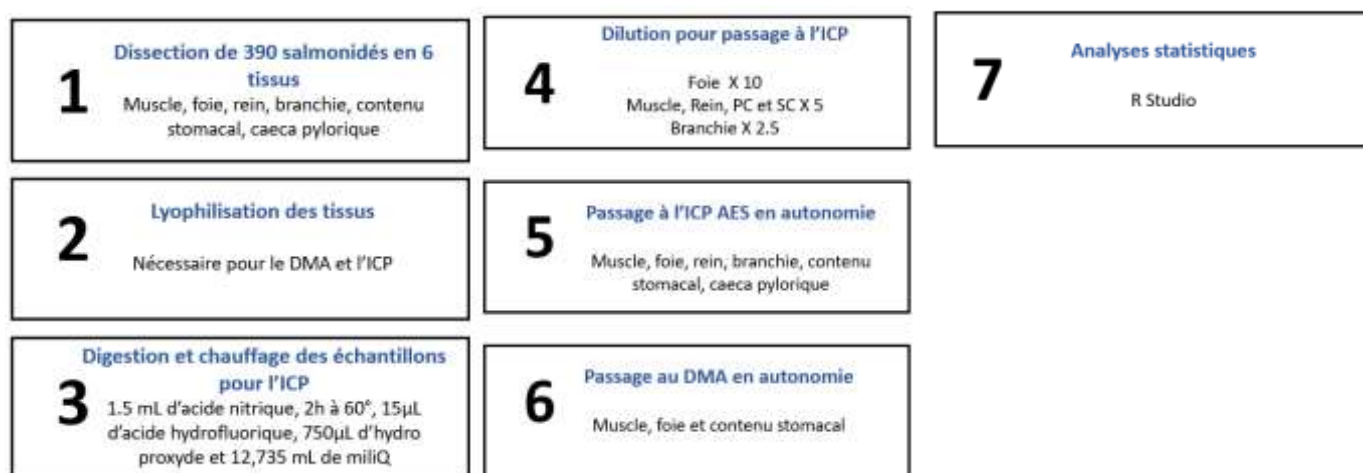


Figure 1 : Missions réalisées (Olivier, 2022)

Au cours de mon stage, j'ai pu obtenir plusieurs formations :

- Formation de sécurité au laboratoire
- Lyophilisateur
- Direct Mercury Analyser, DMA-80
- ICP-AES
- Formation à l'acide fluorhydrique.

En outre, j'ai également participé à CCE 2022, le colloque conjoint en écotoxicologie d'EcotoQ et du Chapitre Saint-Laurent à Québec, dont le thème était « Le développement durable : où en sommes-nous ? ». De nombreuses formations et présentations ont été offertes.

## Matériel et méthodes

Afin d'évaluer la contamination du muscle dorsal, du foie, du contenu stomacal, des branchies, du caeca pylorique et du rein de six espèces de salmonidés (390 poissons) à travers huit lacs, un protocole

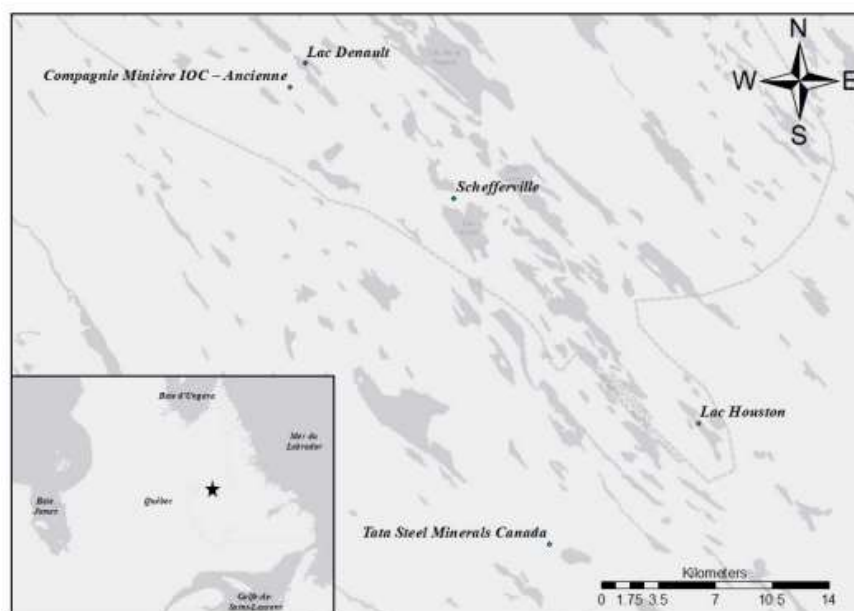
expérimental a dû être réalisé ; de l'échantillonnage à l'analyse des résultats obtenus. Il sera détaillé dans cette partie du rapport.

Cependant, pour le contexte de ce rapport, seulement les concentrations présentes dans le muscle dorsal et le foie pour trois espèces de poissons dans deux lacs différents seront analysées statistiquement. Ces deux tissus ont été choisis, car le muscle dorsal est ce que l'humain consomme dans les poissons et le foie est ce qui détoxique l'organisme. De plus, en écotoxicologie, ces deux tissus sont généralement largement étudiés, ce qui permettra de comparer nos concentrations observées avec la littérature scientifique pourront être faites. En étudiant ces deux tissus, des conclusions pourront être faites pour la santé des humains, des poissons et la contamination en métaux dans les différents milieux.

## Site d'étude

### Schefferville, Québec

Le territoire d'étude se situe autour de Schefferville, Québec qui est une ville faisant partie du Québec Nordique, située dans le Moyen Nord à la frontière entre Québec et Terre-Neuve-et-Labrador, (Figure 2). La région du territoire étudié possède un climat subarctique, des hivers longs et froids ainsi que des étés courts et froids (Laperrière et al., 2009). Schefferville est située sur le bouclier canadien (Laperrière et al., 2008) et cette zone géographique est l'une des plus riches au monde en termes de ressources minérales avec des roches datant de 900 à 2500 millions d'années (Biays, 1960). Le territoire est particulièrement riche en fer, cuivre et nickel, (Centre de Recherche sur le Développement durable du Nord, 2021) et l'activité économique principale de cette région est l'activité minière.



*Figure 2 : Localisation des exploitations minières (Examen Postdoctoral, Martyniuk, 2021)*

Le site d'étude comprend deux exploitations minières principales. Au Nord de la carte se trouve l'ancienne exploitation de l'Iron Ore Company of Canada (IOCC) qui a été fermée entre 1977 et 1982 (Laperrière et al., 2008). Cependant, l'extraction du minerai de fer a été relancée en 2011 par New

Millennium Capital Corporation (NML) en collaboration avec Tata Steel Minerals Canada Ltée (TSMC). Ces mines sont actuellement actives.

### Lacs étudiés

Sur ce territoire, 2 lacs ont été choisis afin d'évaluer la contamination en métaux traces sur les salmonidés. Les critères de sélection de ces lacs étaient : la proximité aux mines, l'accessibilité aux lacs et l'utilisation, (pêche), de ces lacs par les communautés autochtones. Ces critères ont été choisis avec l'aide d'un guide Innu (Conrad André).

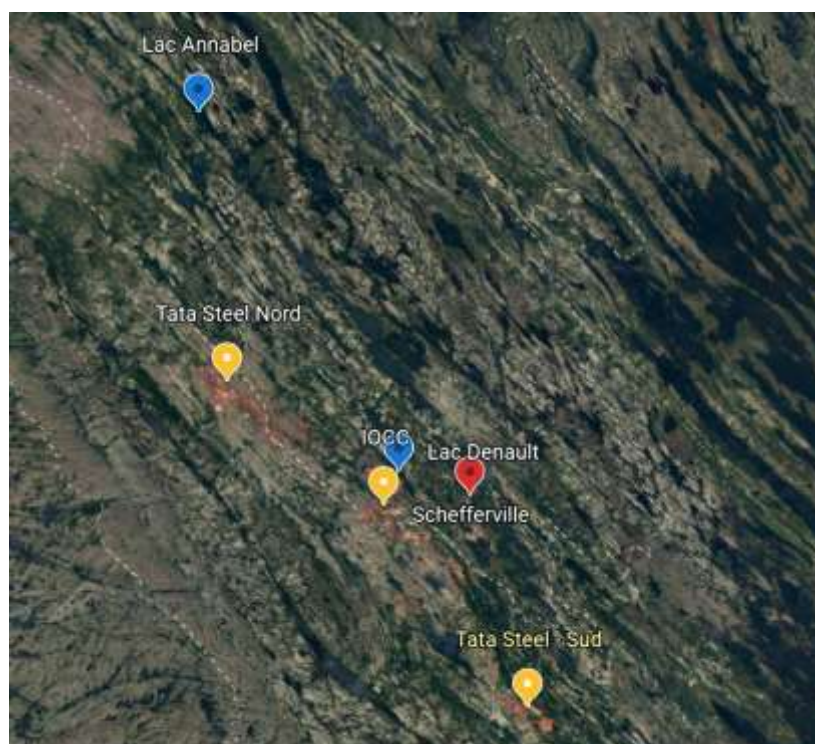
Ces quatre lacs sont typiques des lacs du Nord du Québec ; froids, profonds et larges avec une végétation de type forêts boréales avec laquelle ils agissent étroitement (Garcia & Carignan, 1999).

A chaque prélèvement sur le terrain, la température, la conductivité et le pH des lacs ont été mesurés, Tableau 1.

*Tableau 1: Paramètres physico-chimiques des différents lacs (Martyniuk, 2021)*

| Lacs    | Température (°) | Conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | pH   |
|---------|-----------------|------------------------------------------|------|
| Denault | 14.70           | 34                                       | 7.24 |
| Annabel | 14.40           | 43.50                                    | 7.49 |

La figure 3 représente la localisation des 2 lacs étudiés ; Lac Denault et Lac Annabel, de la région de Schefferville. Néanmoins, le Lac Annabel est assez éloigné pour le considérer sans contamination potentielle. Le site de référence pour chaque espèce est le lac Annabel.



*Figure 3 : Zoom sur la localisation des lacs (Google Earth, Olivier, 2022)*

Les différentes distances à la mine des lacs sont recensées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Distance à la mine des différents lacs (Google Earth, Martyniuk 2021)

| Lacs    | Mines            | Distance à la mine (km) |
|---------|------------------|-------------------------|
| Denault | IOCC             | 0,10                    |
| Annabel | TATA Steel North | 15,22                   |

### Echantillonnage et indices

Le prélèvement des différentes espèces de salmonidés a été réalisé avec un filet maillant et des cannes à pêche. En total, 3 espèces différentes de salmonidés ont été capturées : le touladi (*Salvelinus namaycush*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) et le ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*). Les poissons ont été sacrifiés par un coup rapide donné à la tête. Dans un premier temps, les variables biologiques (longueur à la fourche et poids) ont été déterminées. Avec cette information, le facteur de Fulton a été calculé avec l'équation 1 dessous :

$$FCF = \left( \frac{\text{Poids (g)}}{\text{Longueur(mm)}^3} \right) * 100$$

Equation 1 : Coefficient de Fulton

Les poissons ont ensuite été disséqués afin de récupérer les six tissus étudiés. Puis le sexe a été défini. Avec la dissection, le prélèvement et la pesée du foie, un deuxième indice biométrique, l'indice hépatosomatique (HSI), pourrait être calculé avec l'équation 2 dessous :

$$HSI = \frac{\text{Poids du foie (g)}}{\text{Poids total (g)}} * 100$$

Equation 2 : Coefficient HSI

### Espèces étudiées

#### Touladi

Le touladi est une espèce endémique de l'Amérique du Nord (Figure 4). Il préfère les eaux froides sous la thermocline des lacs profonds (Bernatchez & Giroux, 2012). Son régime alimentaire se compose essentiellement de poissons, de larves et de pupes d'insectes (Bernatchez & Giroux, 2012). En outre, cette espèce représente une part importante de l'alimentation chez les communautés autochtones et elle est recherchée pour la pêche commerciale et sportive (Bernatchez & Giroux, 2012). Le touladi occupe un niveau élevé dans le réseau trophique et peut donc accumuler certains contaminants comme le mercure, qui s'accumule dans les prédateurs supérieurs (Kidd et al., 2012).



Figure 4 : Touladi (Government of Yukon, 2021a)

## Grand Corégone

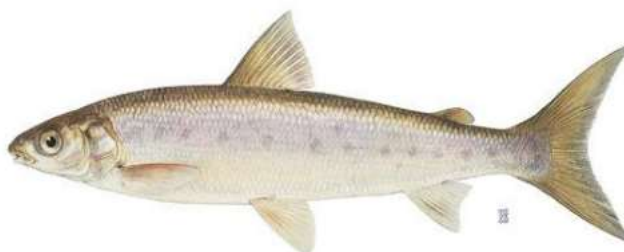
Le grand corégone (Figure 5) est un poisson qui vit dans les lacs glaciers, les rivières et les eaux saumâtres. Il se nourrit principalement de petits animaux benthiques tels que les mollusques, larves d'insectes et certains crustacés, mais peut également se nourrir de petits poissons (Bernatchez & Giroux, 2012). Le grand corégone est la proie de plusieurs prédateurs dont le touladi. Il se situe donc à un niveau inférieur dans le réseau trophique (Garcia & Carignan, 2005). Cette espèce est importante pour l'alimentation de différentes populations autochtones (DeJong, 2017).



*Figure 5 : Grand Corégone (Government of Yukon, 2021b)*

## Ménomini Rond

Le ménomini rond (Figure 6) est un poisson qui vit principalement dans les lacs profonds, mais aussi dans les grandes rivières. Il se nourrit principalement de petits insectes aquatiques benthiques et de petits mollusques, (Bernatchez & Giroux, 2012). Il est aussi important pour l'alimentation et le commerce du Nord du Québec, néanmoins, il est moins abondant que le grand corégone.



*Figure 6 : Ménomini rond (Kraft et al., 2006 b)*

## Préparation des échantillons

Deux sortes de préparations ont été réalisées afin de passer les échantillons dans trois machines d'analyse différentes.

### ICP-AES et ICP-MS

La première étape nécessaire pour analyser des tissus de poissons à l'ICP est de disséquer les poissons capturés. Une fois, cette étape réalisée, il faut peser les tissus et ensuite les lyophiliser à -80° Celsius pendant 72 heures. Les tissus secs seront alors pesés à nouveau afin de déterminer les pourcentages

d'eau pour que les poids frais puissent être comparés aux lignes directrices sur la consommation pour certains éléments.

Une digestion, technique analytique nécessaire pour extraire les métaux de leur matrice organique, est réalisée :

1. Ajout de 1500  $\mu\text{L}$  d'acide nitrique Optima Grade durant 48 heures.
2. Chauffage des échantillons à 60° Celsius pendant 2 heures.
3. Attendre un jour et ajouter 750 $\mu\text{L}$  de peroxyde d'hydrogène et 15  $\mu\text{L}$  d'acide hydrofluorique.

Le jour suivant, le volume final des échantillons étant 15 mL de l'eau MiliQ sera ajoutée pour atteindre ce volume. Des dilutions seront nécessaires pour passer le muscle dorsal et le foie à l'ICP, X 5 pour le muscle dorsal et X 10 pour le foie.

#### Direct Mercury Analyzer, DMA-80

L'analyse du mercure nécessite beaucoup moins de préparations que pour l'analyse à l'ICP. Les tissus doivent être lyophilisés à -80° pendant au moins 2 jours, cela dépend de la taille des échantillons.

#### Analyse des métaux traces

3 techniques analytiques sont utilisées pour analyser les métaux traces.

#### ICP-AES et ICP-MS

Les deux ICP, Services de plasma à couplage inductif, fonctionnent avec le même principe. Elles dissocient l'échantillon en atomes en émettant une longueur d'onde caractéristique qui les excitent. Ensuite, les ions vont être détectés dans un analyseur de masse où les longueurs d'ondes émises par les ions vont être mesurées.



*Figure 7 : ICP-AES (Olivier, 2022)*

L'ICP-MS, spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif, diffère de l'ICP-AES (Figure 7), la spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif, car elle analyse les éléments selon leurs charges et leur masse alors que l'ICP-AES va mesurer les longueurs d'ondes émises par les ions. De plus, l'ICP-MS a des limites de détection inférieures à celui de l'AES, il peut donc évaluer des concentrations plus petites.

Les concentrations brutes sont en  $\mu\text{g/L}$  et sont ensuite transformées en  $\mu\text{g/g}$  avec le volume final des échantillons qui est de 15 mL et le poids secs des échantillons de base.

Les concentrations de Cu, Fe, et Zn sont mesurées avec l'ICP-AES et les autres avec l'ICP-MS.

3 standards venant du National Research Council of Canada, (NRCC) sont utilisés afin de valider nos résultats. Ils sont utilisés comme matériau de référence certifié pour les métaux traces.

- TORT-3 (Hépatopancréas de homard, National Research Council of Canada, NRCC, Halifax, NS, Canada)
- DOLT-5, (Foie de chien de mer, National Research Council of Canada, NRCC, Halifax, NS, Canada)
- NIST-1515 Feuilles de pommier, (National Institute of Standards and Technology, NIST, Gaithersburg, MD, USA)

3 blancs par tissu ont été analysés aussi afin d'assurer la réplication et la fiabilité des résultats. Les données sélectionnées sont toutes au-dessus de la limite de détection des machines.

Le pourcentage de recouvrement pour le muscle du Cd est de 90,33% pour TORT-3 et de 87,10% pour DOLT-5 et pour le foie est de 93,8% pour TORT-3 et 90,6% pour DOLT-5. Pour Cr, muscle et foie, les pourcentages de recouvrement sont de 118,41% et 102,88 % pour TORT-3 et de 230,88% pour DOLT-5 et le foie. Pour Co, les pourcentages de recouvrement pour le muscle et le foie sont de 92,17% et 119,89% pour TORT-3 et de 115,35% et 169,50% pour DOLT-5. Pour Cu, pour le muscle et le foie les pourcentages de recouvrement sont de 85,41% et de 113,74% pour TORT-3 et de 90,03% et 176,78% pour DOLT-5. Pour Fe, pour le muscle et le foie, 87,03% et 96,71% pour TORT-3, 87,66% et 96,00% pour DOLT-5 et 77,25% et 87,54% pour NIST-1515. Pour Pb, pour le muscle et le foie, ce sont 89,13% et 134,62% pour TORT-3 et 102,64% et 210,28% pour DOLT-5. Pour Se, muscle et foie, 101,49% et 96,77% pour TORT-3 et 87,58% et 178,17% pour DOLT-5. Puis pour Zn, pour le muscle et le foie, les pourcentages de recouvrement sont de 92,73% et 112,97% pour TORT-3, 106,35% et 172,11 pour DOLT-5.

Tout pourcentage compris entre 80% et 120% signifie une valeur acceptable.

## DMA

Trois répliques de l'échantillon sec sont pesés (50 ; 100 mg) et sont passés au DMA. Le modèle utilisé est le DMA-80, Milestone Inc., Shelton, USA.



*Figure 8: Direct Mercury Analyzer DMA (Olivier,2022)*

Le principe de fonctionnement du DMA (Figure 8) est la décomposition thermique, la fusion et l'absorption atomique. Il analyse le THg. L'échantillon est tout d'abord brûlé à haute température dans un compartiment à forte concentration d'oxygène, ce qui relâche du mercure et d'autres composés qui vont être amené dans le catalyseur du four. Ensuite, le mercure est séparé par fusion dans un autre compartiment et est analysé par absorption atomique.

Les résultats bruts sont en mg/kg et sont convertis de poids sec à poids frais en utilisant les pourcentages d'eau déterminés avec le poids avant et après lyophilisation avec l'équation 3 :

$$\% d'eau = \left( \frac{Poids\ frais\ (mg) - Poids\ sec(mg)}{Poids\ frais\ (mg)} \right) * 100$$

*Equation 3 : Pourcentage d'eau*

Les standards TORT-3 et DOLT-5 seront utilisés afin de vérifier les résultats. Le pourcentage de recouvrement pour le THg est de 99.20% pour TORT-3 et de 86.77% pour DOLT-5.

### Analyse statistique

Toutes les analyses statiques ont été réalisées avec le logiciel R et R Studio, avec une marge d'erreur  $\alpha = 0.05$ . L'homogénéité des variances, Levene Test, ainsi et la normalité des données sont vérifiées avec le test Shapiro et le diagramme Q-Q plot. Si elles ne suivent pas une loi normale, les données seront transformées en log données et les mêmes tests seront appliqués. Selon le nombre de site étudié par espèce, des anova ou des t-test seront réalisés. Par la suite, si les deux types de données se suivent pas une loi normale, des test non-normaux seront faits : Kruskal-Wallis ou Wilcoxon Test. Pour regarder où sont situées les différences significatives, le test de Dunn sera réalisé.

Pour déterminer les relations entre les variables particulières ; la longueur à la fourche, le poids, le coefficient K ou encore le HSI, des régressions linéaires seront réalisées. Les données pourront subir des modifications (transformation  $\text{Log}_{10}$ ) afin de suivre une loi normale ou le retrait de certaines données aberrantes.

## Résultats et discussion

145 poissons ont été capturés pour participer à cette étude pour analyser leur muscle dorsal et leur foie en contamination des métaux traces. Les poissons du Lac Annabel ont été collectés en août 2021. Pour le lac Denault, l'échantillonnage s'est déroulé sur deux années, 2019 et 2021, d'août. Les données biométriques des trois espèces capturées sont situées dans l'Annexe 1.

### Analyse des métaux traces : Muscle dorsal et foie

Les concentrations en Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Pb, Se et Zn présentes dans le muscle dorsal et le foie des trois espèces de salmonidés sont renseignées dans le Tableau 3 et Tableau 4.

*Tableau 3 : Moyenne écart-type et maximum des concentrations ( $\mu\text{g}/\text{g}$  de poids sec, sauf pour THg  $\mu\text{g}/\text{g}$  de poids frais) de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Pb, Se, Zn dans le muscle dorsal chez les grand corégone, le touladi et le ménomini rond. Les différences significatives dans les concentrations de métaux traces à travers les différents sites sont présentées en gras.*

| Touladi        |                                              |                                              |
|----------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|
| Lacs           | Denault                                      | Annabel                                      |
| <b>Cd</b>      | <b>0.006 ± 0.003</b><br><b>0.003 ; 0.015</b> | <b>0.003 ± 0.002</b><br><b>0.000 ; 0.011</b> |
| <b>Co</b>      | <b>0.021 ± 0.010</b><br><b>0.010 ; 0.048</b> | <b>0.014 ± 0.015</b><br><b>0.004 ; 0.060</b> |
| <b>Cr</b>      | 0.510 ± 0.229<br>0.354 ; 1.370               | 0.460 ± 0.110<br>0.330 ; 0.770               |
| <b>Cu</b>      | <b>1.794 ± 1.302</b><br><b>0.941 ; 6.754</b> | <b>1.052 ± 0.260</b><br><b>0.798 ; 1.845</b> |
| <b>Fe</b>      | <b>37.68 ± 38.98</b><br><b>8.600 ; 153.0</b> | <b>13.45 ± 7.197</b><br><b>1.920 ; 32.67</b> |
| <b>THg</b>     | 0.283 ± 0.200<br>0.088 ; 0.736               | 0.386 ± 0.232<br>0.082 ; 0.860               |
| <b>Pb</b>      | 14.40 ± 36.04<br>0.002 ; 135.2               | 11.60 ± 21.83<br>0.160 ; 89.32               |
| <b>Se</b>      | <b>11.19 ± 7.052</b><br><b>4.899 ; 31.94</b> | <b>2.622 ± 0.593</b><br><b>1.688 ; 4.084</b> |
| <b>Zn</b>      | 98.48 ± 158.1<br>8.255 ; 512.9               | 16.95 ± 21.40<br>9.647 ; 102.5               |
| Grand corégone |                                              |                                              |
| Lacs           | Denault                                      | Annabel                                      |
| <b>Cd</b>      | <b>0.010 ± 0.003</b><br><b>0.006 ; 0.015</b> | <b>0.006 ± 0.006</b><br><b>0.002 ; 0.022</b> |
| <b>Co</b>      | 0.011 ± 0.002<br>0.008 ; 0.013               | 0.020 ± 0.013<br>0.006 ; 0.057               |
| <b>Cr</b>      | <b>0.456 ± 0.060</b><br><b>0.363 ; 0.560</b> | <b>0.418 ± 0.093</b><br><b>0.144 ; 0.621</b> |
| <b>Cu</b>      | 0.885 ± 0.136<br>0.740 ; 1.300               | 0.885 ± 0.190<br>0.318 ; 1.241               |
| <b>Fe</b>      | 9.604 ± 2.793<br>5.583 ; 14.95               | 21.53 ± 26.48<br>3.170 ; 106.7               |
| <b>THg</b>     | <b>0.094 ± 0.024</b><br><b>0.060 ; 0.151</b> | <b>0.080 ± 0.033</b><br><b>0.040 ; 0.219</b> |

|           |                                              |                                              |
|-----------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|
| <b>Pb</b> | 1.610 ± 0.819<br>0.661 ; 2.840               | 1.708 ± 1.800<br>0.192 ; 7.215               |
| <b>Se</b> | <b>5.715 ± 1.229</b><br><b>4.234 ; 8.384</b> | <b>2.364 ± 0.683</b><br><b>1.002 ; 4.597</b> |
| <b>Zn</b> | 15.98 ± 2.084<br>12.93 ; 19.05               | 86.42 ± 104.0<br>1.135 ; 294.2               |

| <b>Ménomini rond</b> |                                              |                                              |
|----------------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|
| <b>Lacs</b>          | <b>Denault</b>                               | <b>Annabel</b>                               |
| <b>Cd</b>            | <b>0.165 ± 0.012</b><br><b>0.012 ; 0.068</b> | <b>0.010 ± 0.010</b><br><b>0.003 ; 0.048</b> |
| <b>Co</b>            | <b>0.029 ± 0.013</b><br><b>0.013 ; 0.073</b> | <b>0.034 ± 0.008</b><br><b>0.020 ; 0.052</b> |
| <b>Cr</b>            | <b>0.536 ± 0.174</b><br><b>0.375 ; 1.266</b> | <b>0.455 ± 0.083</b><br><b>0.330 ; 0.626</b> |
| <b>Cu</b>            | 1.018 ± 0.326<br>0.686 ; 2.216               | 0.949 ± 0.259<br>0.702 ; 1.759               |
| <b>Fe</b>            | 17.98 ± 12.69<br>3.542 ; 57.98               | 16.20 ± 6.663<br>8.530 ; 36.05               |
| <b>THg</b>           | 0.063 ± 0.015<br>0.037 ; 0.098               | 0.062 ± 0.013<br>0.034 ; 0.083               |
| <b>Pb</b>            | <b>0.975 ± 1.305</b><br><b>0.022 ; 6.061</b> | <b>2.404 ± 5.315</b><br><b>0.126 ; 25.19</b> |
| <b>Se</b>            | <b>8.612 ± 4.557</b><br><b>3.957 ; 20.86</b> | <b>3.087 ± 0.511</b><br><b>2.208 ; 4.029</b> |
| <b>Zn</b>            | <b>23.42 ± 24.70</b><br><b>3.670 ; 115.7</b> | <b>181.8 ± 142.9</b><br><b>13.69 ; 426.5</b> |

Pour le Touladi, les poissons du lac Denault ont de plus fortes concentrations en Co ( $p < 0.0001$ ), Cr ( $p = 0.5212$ ), Cu ( $p < 0.001$ ), Fe ( $p = 0.003$ ), Pb ( $p = 0.060$ ), Se ( $p < 0.0001$ ) et Zn ( $p = 0.443$ ) que ceux du lac Annabel. Les concentrations de Cd ( $T_{(1,34)} = -3.95$ ,  $p < 0.0001$ ), Co ( $Z_{(1,34)} = 58$ ,  $p < 0.0001$ ), Cu ( $Z_{(1,34)} = 40$ ,  $p < 0.0001$ ), Fe ( $T_{(1,36)} = -3.15$ ,  $p = 0.003$ ) et Se ( $T_{(1,34)} = -9.69$ ,  $p < 0.0001$ ) montrent une différence significative entre les lacs Denault et Annabel. Les concentrations en Cr ( $Z_{(1,34)} = 141$ ,  $p = 0.521$ ), THg ( $T_{(1,35)} = 1.35$ ,  $p = 0.185$ ), Pb ( $T_{(1,34)} = 1.96$ ,  $p = 0.060$ ) et Zn ( $Z_{(1,35)} = 145$ ,  $p = 0.443$ ) ne sont pas différentes entre les deux lacs.

Pour le Grand Corégone, des concentrations significatives entre les populations des deux lacs ont été remarquées pour Cd ( $T_{(1,37)} = -4.755$ ,  $p < 0.0001$ ), Cr ( $Z_{(1,37)} = 94$ ,  $p = 0.007$ ), THg ( $Z_{(1,42)} = 133$ ,  $p = 0.010$ ), et Se ( $T_{(1,37)} = -10.18$ ,  $p < 0.0001$ ). Tandis que pour Co ( $T_{(1,36)} = 1.478$ ,  $p = 0.148$ ), Cu ( $Z_{(1,37)} = 171$ ,  $p = 0.626$ ), Fe ( $Z_{(1,37)} = 228$ ,  $p = 0.255$ ), Pb ( $Z_{(1,37)} = 175$ ,  $p = 0.707$ ), Zn ( $Z_{(1,37)} = 239$ ,  $p = 0.165$ ), aucune différence significative n'est trouvée. Puis les Grands Corégones du lac Denault sont plus concentrés en Se ( $p < 0.0001$ ) que ceux des lacs Annabel.

Les Ménominis Ronds présentent une différence significative entre les lacs Denault et Annabel pour les concentrations de Cd ( $Z_{(1,48)} = 138$ ,  $p = 0.0006$ ), Co ( $T_{(1,48)} = 2.07$ ,  $p = 0.043$ ), Cr ( $Z_{(1,48)} = 205$ ,  $p = 0.04$ ), Pb ( $T_{(1,48)} = 2.30$ ,  $p = 0.025$ ), Se ( $Z_{(1,48)} = 3$ ,  $p < 0.0001$ ) et Zn ( $Z_{(1,48)} = 529$ ,  $p < 0.0001$ ). Les concentrations de Cu ( $W_{(1,48)} = 263$ ,  $p = 0.3878$ ), Fe ( $W_{(1,46)} = 289$ ,  $p = 0.8603$ ) et THg ( $T_{(1,49)} = -0.04$ ,  $p = 0.9693$ ) n'ont montré aucune différence entre les deux lacs.

Tableau 4 : Moyenne écart-type et maximum des concentrations ( $\mu\text{g}/\text{g}$  de poids sec, sauf pour THg  $\mu\text{g}/\text{g}$  de poids frais) de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Pb, Se, Zn dans le foie chez les Grand Corégone, Le Touladi et le Ménomini Rond. Les différences significatives dans les concentrations de métaux traces à travers les différents sites sont présentées en gras.

| Touladi        |                                              |                                              |
|----------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|
| Lacs           | Denault                                      | Annabel                                      |
| Cd             | <b>1.166 ± 0.571</b><br><b>0.525 ; 2.428</b> | <b>0.523 ± 0.390</b><br><b>0.034 ; 1.348</b> |
| Co             | 0.328 ± 0.16<br>0.16 ; 0.82                  | 0.343 ± 0.164<br>0.150 ; 0.672               |
| Cr             | 0.498 ± 0.290<br>0.293 ; 1.523               | 0.479 ± 0.202<br>0.025 ; 0.999               |
| Cu             | 68.12 ± 31.16<br>23.36 ; 115.1               | 52.07 ± 37.46<br>0.245 ; 132.4               |
| Fe             | 813.2 ± 569.8<br>307.7 ; 2771                | 735.9 ± 664.0<br>158.9 ; 2462                |
| THg            | 0.372 ± 0.459<br>0.059 ; 1.985               | 0.494 ± 0.320<br>0.058 ; 1.156               |
| Pb             | <b>2.923 ± 3.349</b><br><b>0.002 ; 9.441</b> | <b>5.069 ± 6.184</b><br><b>0 ; 18.70</b>     |
| Se             | <b>55.22 ± 40.27</b><br><b>22.23 ; 174.2</b> | <b>11.02 ± 7.246</b><br><b>0.406 ; 33.28</b> |
| Zn             | 106.3 ± 51.68<br>1.24 ; 192.4                | 105.3 ± 35.45<br>2.257 ; 157.2               |
| Grand corégone |                                              |                                              |
| Lacs           | Denault                                      | Annabel                                      |
| Cd             | <b>1.525 ± 0.656</b><br><b>0.682 ; 3.222</b> | <b>0.329 ± 0.171</b><br><b>0.156 ; 0.951</b> |
| Co             | <b>0.120 ± 0.038</b><br><b>0.074 ; 0.203</b> | <b>0.176 ± 0.067</b><br><b>0.064 ; 0.333</b> |
| Cr             | 0.645 ± 0.528<br>0.311 ; 2.293               | 0.519 ± 0.236<br>0.147 ; 0.974               |
| Cu             | 20.39 ± 8.940<br>9.795 ; 35.95               | 14.68 ± 9.043<br>0.469 ; 42.94               |
| Fe             | 315.5 ± 230.9<br>85.74 ; 949.5               | 387.1 ± 157.1<br>146.2 ; 749.2               |
| THg            | <b>0.293 ± 0.166</b><br><b>1.933 ; 2.978</b> | <b>0.180 ± 0.076</b><br><b>0.006 ; 0.326</b> |
| Pb             | <b>3.657 ± 4.788</b><br><b>0.493 ; 20.35</b> | <b>0.468 ± 0.443</b><br><b>0.020 ; 1.625</b> |
| Se             | <b>16.34 ± 4.258</b><br><b>10.71 ; 26.44</b> | <b>7.827 ± 1.073</b><br><b>5.604 ; 9.369</b> |
| Zn             | 199.8 ± 49.81<br>147.7 ; 285.9               | 169.3 ± 32.03<br>118.1 ; 235.1               |
| Ménomini rond  |                                              |                                              |
| Lacs           | Denault                                      | Annabel                                      |
| Cd             | <b>0.887 ± 0.310</b><br><b>0.172 ; 1.475</b> | <b>0.445 ± 0.224</b><br><b>0.145 ; 1.064</b> |
| Co             | 0.313 ± 0.200<br>0.035 ; 0.900               | 0.416 ± 0.455<br>0.169 ; 2.442               |
| Cr             | <b>0.553 ± 0.372</b>                         | <b>0.614 ± 1.172</b>                         |

|            |                                              |                                              |
|------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|
|            | <b>0.214 ; 1.639</b>                         | <b>0.042 ; 5.479</b>                         |
| <b>Cu</b>  | 10.89 ± 13.05<br>0.010, 70.30                | 8.609 ± 2.255<br>5.705 ; 13.01               |
| <b>Fe</b>  | 560.3 ± 270.1<br>126.1 ; 1174                | 595.6 ± 192.9<br>342.2 ; 1035                |
| <b>THg</b> | 0.093 ± 0.084<br>0.043 ; 0.388               | 0.085 ± 0.021<br>0.060 ; 0.144               |
| <b>Pb</b>  | 0.820 ± 1.289<br>0.002 ; 4.588               | 0.155 ± 0.190<br>0 ; 0.694                   |
| <b>Se</b>  | <b>13.45 ± 5.933</b><br><b>0.037 ; 28.60</b> | <b>7.651 ± 2.473</b><br><b>4.084 ; 15.87</b> |
| <b>Zn</b>  | 88.65 ± 35.67<br>3.187 ; 159.4               | 92.38 ± 13.14<br>68.01 ; 136.1               |

Au sein de l'espèce du Touladi, les concentrations en Cd ( $T_{(1,35)} = -3.98$ ,  $p = 0.0004$ ), Pb ( $T_{(1,33)} = 2.25$ ,  $p = 0.033$ ) et Se ( $Z_{(1,35)} = 7$ ,  $p < 0.0001$ ) sont significativement différentes des lacs Denault et Annabel. Concernant les autres concentrations Co ( $T_{(1,35)} = 0.144$ ,  $p = 0.887$ ), Cr ( $Z_{(1,35)} = 190$ ,  $p = 0.578$ ), Cu ( $T_{(1,35)} = -1.42$ ,  $p = 0.165$ ), Fe ( $T_{(1,32)} = -1.14$ ,  $p = 0.264$ ), THg ( $T_{(1,34)} = 1.67$ ,  $p = 0.105$ ) et Zn ( $T_{(1,30)} = -0.060$ ,  $p = 0.953$ ), il n'y a aucune différence significative entre les deux lacs. Les concentrations en Cd ( $p = 0.0004$ ), Cr ( $p = 0.578$ ), Cu ( $p = 0.165$ ), Fe ( $p = 0.264$ ), Se ( $p < 0.0001$ ) et Zn ( $p = 0.953$ ) sont plus élevées dans le lac Denault. Tandis que les concentrations en Co ( $p = 0.887$ ) et THg ( $p = 0.105$ ) sont plus fortes dans le lac Annabel.

Les concentrations en Cd ( $T_{(1,39)} = -12.02$ ,  $p < 0.0001$ ), Co ( $T_{(1,39)} = -12.02$ ,  $p < 0.0001$ ), THg ( $W_{(1,34)} = 87$ ,  $p = 0.019$ ), Pb ( $T_{(1,35)} = -4.213$ ,  $p < 0.0001$ ) et Se ( $T_{(1,39)} = 611.252$ ,  $p < 0.0001$ ) dans le foie des Grands Corégonos sont significativement différentes entre le lac Denault et le lac Annabel. La concentration moyenne du foie pour Se ( $F_{(2,56)} = 69.15$ ,  $p < 0.0001$ ) est supérieure et différente dans le lac Denault que dans le lac Annabel. Pour la concentration en Cr ( $T_{(1,39)} = -0.091$ ,  $p = 0.371$ ), les concentrations sont similaires. Pour le Cu ( $W_{(1,39)} = 152$ ,  $p = 0.141$ ), Fe ( $T_{(1,38)} = 1.934$ ,  $p = 0.063$ ) et Zn ( $T_{(1,39)} = -1.872$ ,  $p = 0.070$ ) ne diffèrent pas significativement selon les deux lacs.

Les concentrations dans le foie des Ménomini Ronds entre les lacs Denault et Annabel ont seulement une différence significative pour le Cd ( $T_{(1,45)} = -5.62$ ,  $p < 0.0001$ ), Cr ( $Z_{(1,40)} = 140$ ,  $p = 0.044$ ) et Se ( $Z_{(1,45)} = 85$ ,  $p < 0.0001$ ). Pour les autres métaux, Co ( $T_{(1,45)} = 1.51$ ,  $p = 0.139$ ), Cu ( $Z_{(1,45)} = 283$ ,  $p = 0.891$ ), Fe ( $T_{(1,43)} = 0.503$ ,  $p = 0.618$ ), THg ( $Z_{(1,44)} = 340$ ,  $p = 0.090$ ), Pb ( $T_{(1,31)} = -1.883$ ,  $p = 0.069$ ) et Zn ( $Z_{(1,45)} = 273$ ,  $p = 0.958$ ), aucune différence significative est trouvée. Les concentrations en Cd ( $p < 0.0001$ ), Cu ( $p = 0.891$ ), THg ( $p = 0.090$ ), Pb ( $p = 0.069$ ) et Se ( $p < 0.0001$ ) sont plus élevées dans le lac Denault. Les autres, Co ( $p = 0.139$ ), Cr ( $p = 0.044$ ), Fe ( $p = 0.618$ ) et Zn ( $p = 0.958$ ) sont plus fortes dans le lac Annabel.

#### Analyse des métaux traces et des variables biologiques

Les relations entre les métaux traces et les variables biologiques seront présentées par espèce, par tissus et par groupe de métaux (Cu, Fe, Se et Zn) et (Cd, Co, Cr, THg, Pb). Par manque de place, tous les résultats statistiques des relations non-significatives seront mis dans l'Annexe 2.

#### Grand Corégone

La figure 9 représente toutes les relations significatives obtenues dans le foie du grand corégone dans les lacs Denault et Annabel pour les métaux Cu, Fe, Se, and Zn.

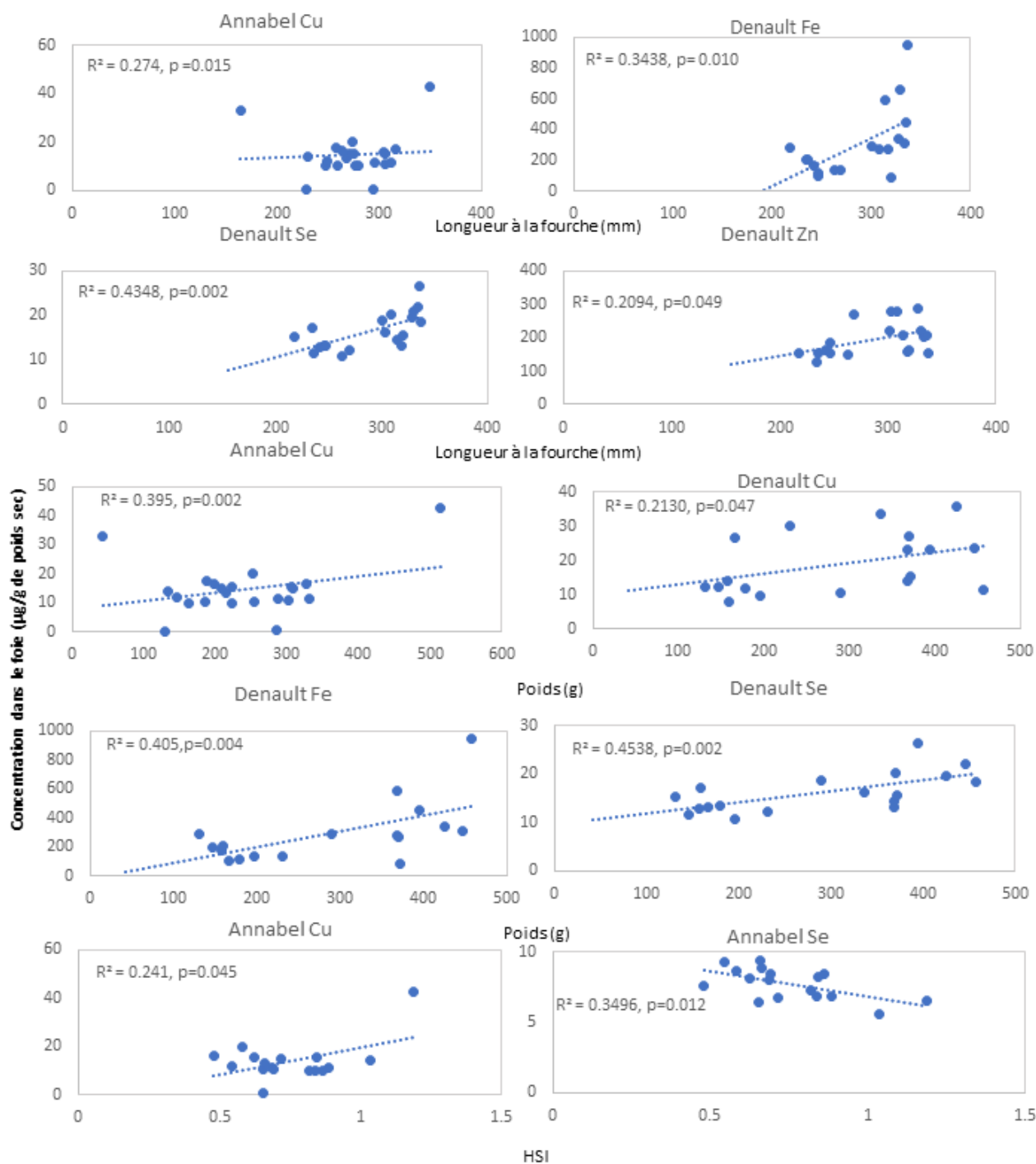


Figure 9 : Relations significatives dans le foie du grand corégone pour les métaux Cu, Fe, Se et Zn au sein des lacs Denault et Annabel

Les principales observations significatives remarquées sont pour les variables biologiques ; longueur à la fourche et poids, et non pour le coefficient K et le HSI.

La figure 10 montre les relations significatives entre les concentrations dans le foie de Cd, Co, Cr THg et Pb et les différentes variables biologiques.

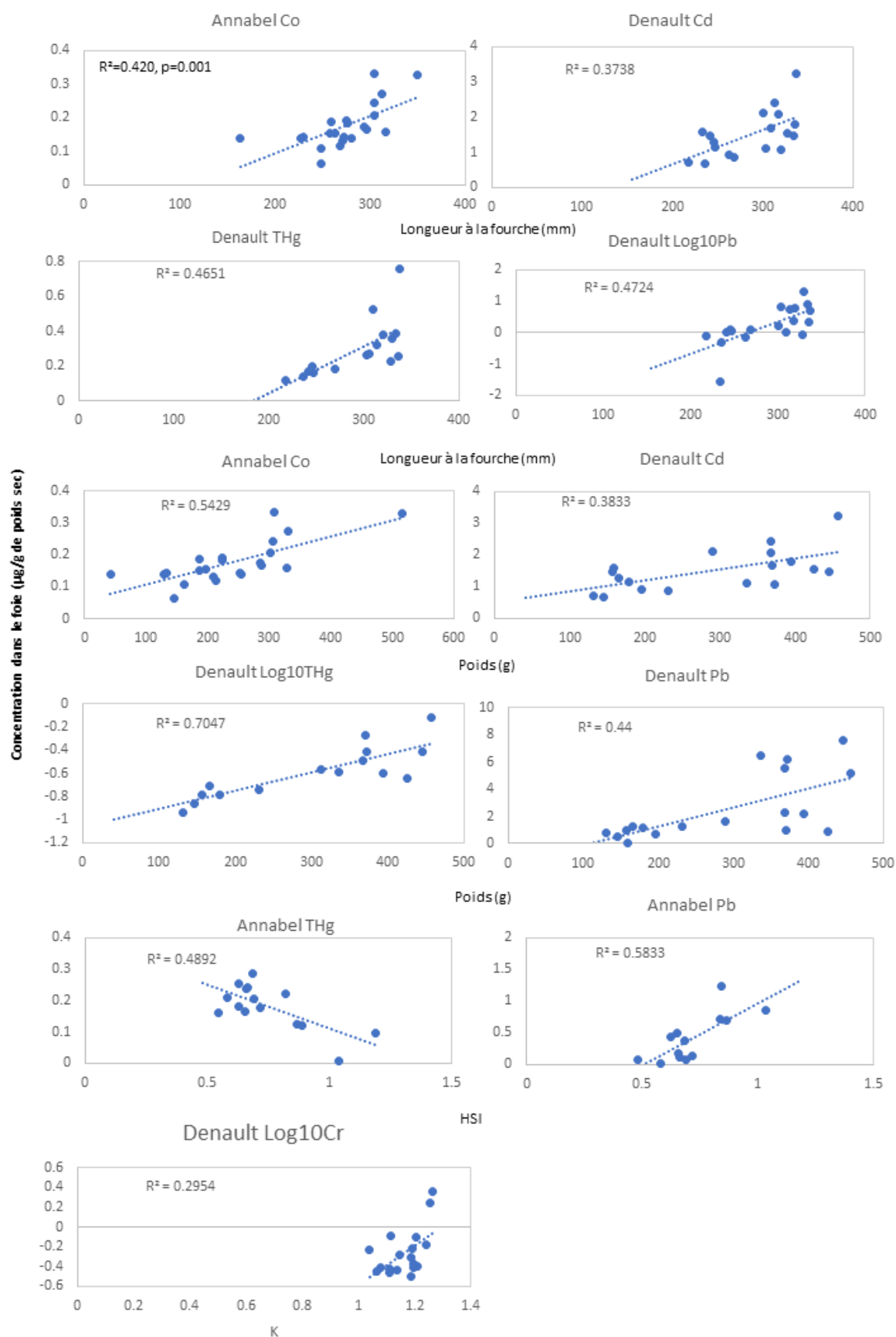


Figure 10: Relations significatives dans le foie du grand corégone pour les métaux Cd, Co, THg et Pb au sein des lacs Denault et Annabel

La figure 11 montre les relations significatives entre les métaux Cu, Fe et Zn et les paramètres biologiques chez le grand corégone dans le muscle au sein des lacs Denault et Annabel.

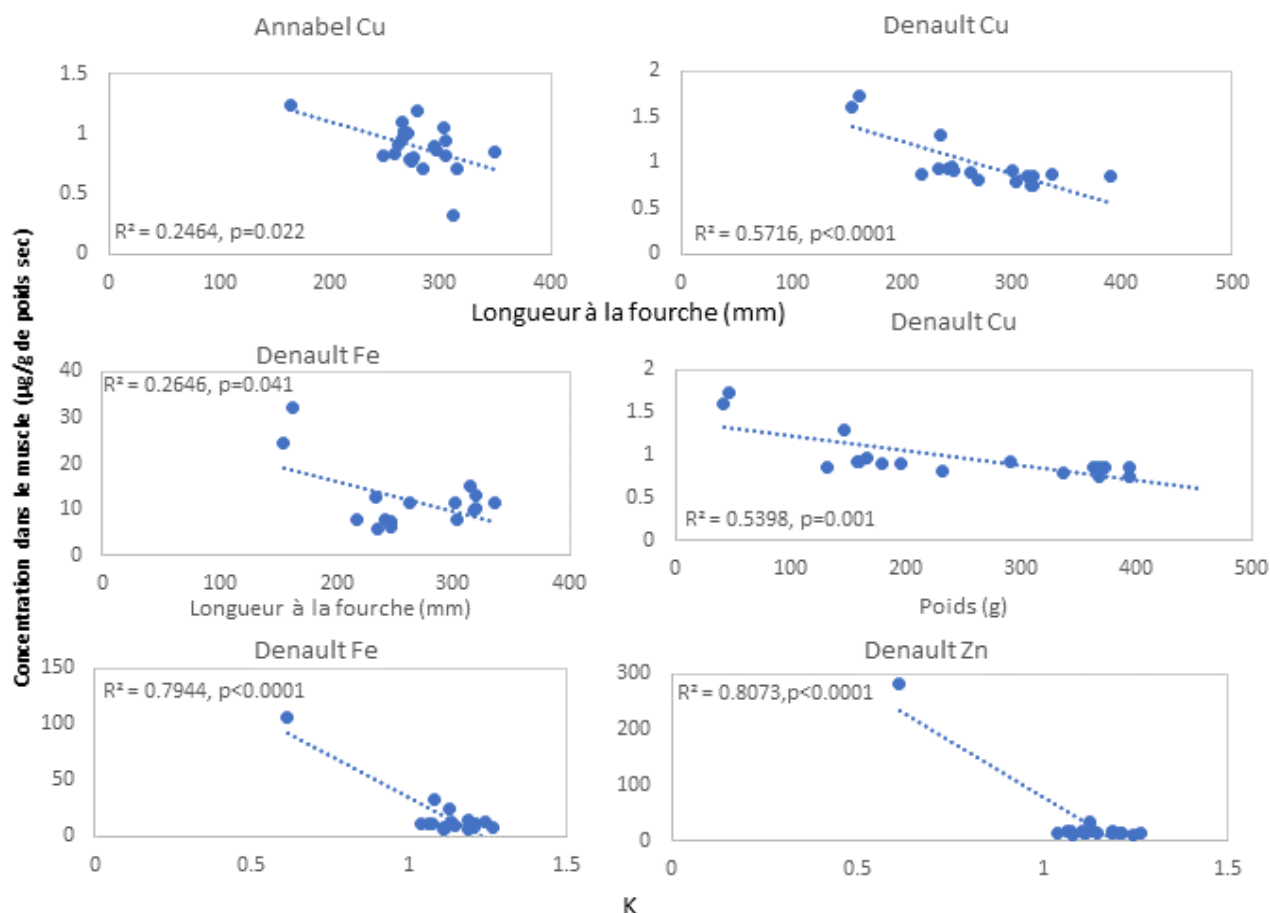


Figure 11 : Relations significatives dans le muscle du grand corégone pour les métaux Cu, Fe et Zn au sein des lacs Denault et Annabel

La concentration en Co des grands corégonides du lac Annabel a une relation significative avec le poids et la longueur à la fourche.

La figure 12 représente les relations significatives entre les métaux Co et Pb et les facteurs biologiques du grand corégone au sein du muscle à travers les lacs Denault et Annabel.

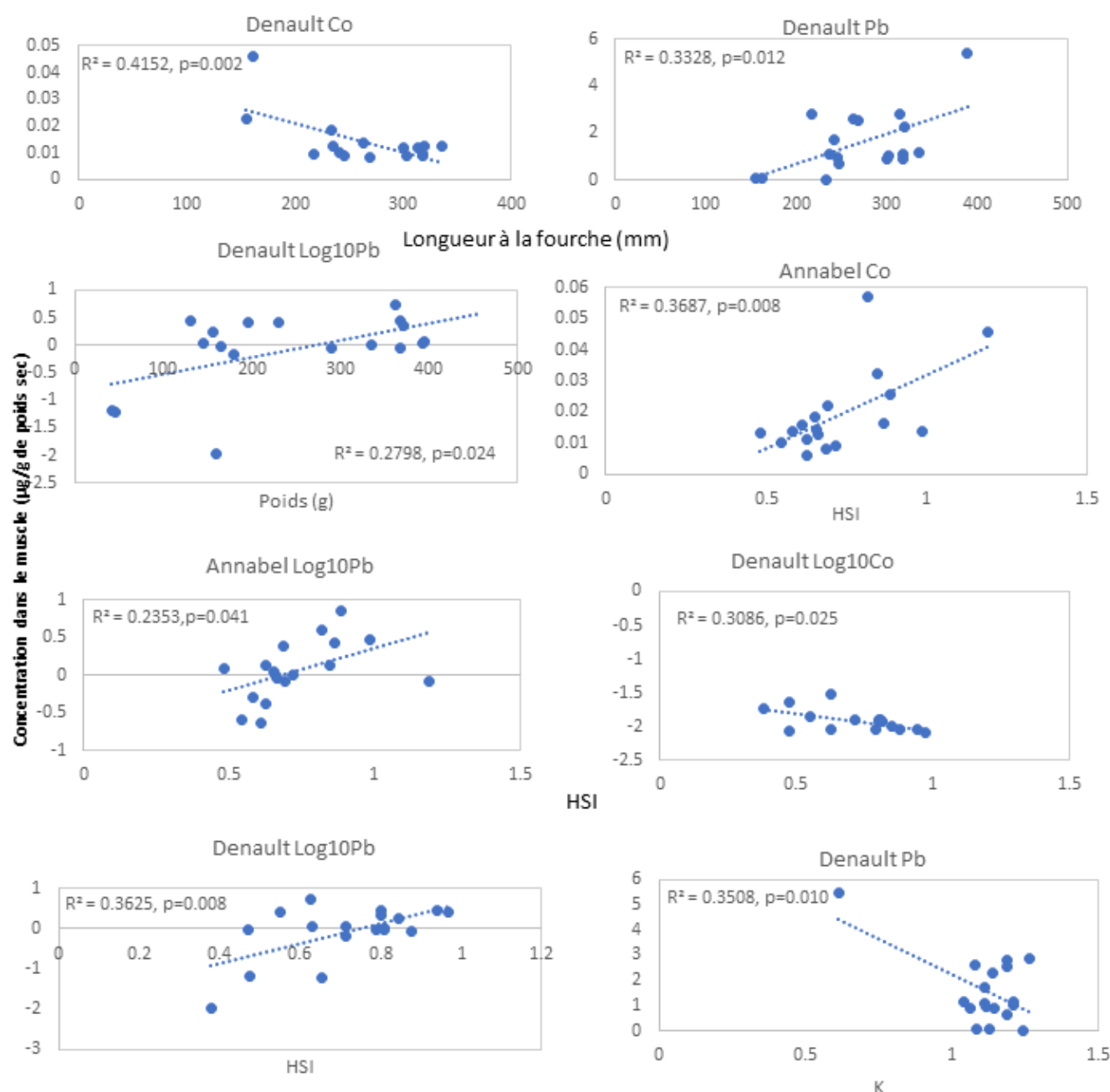
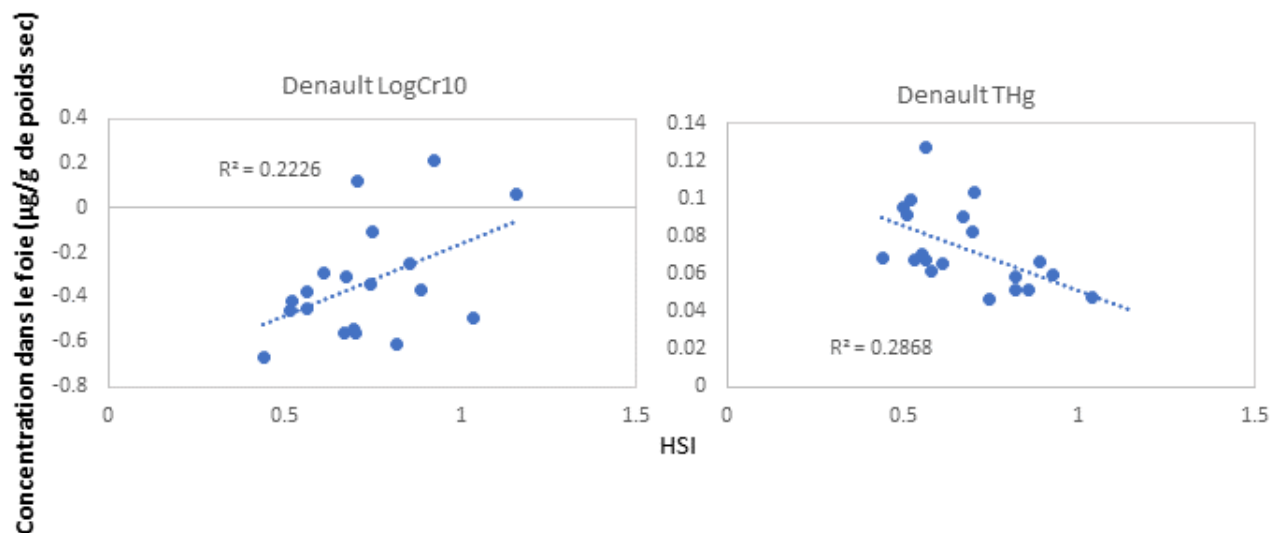


Figure 12 : Relations significatives dans le muscle du grand corégone pour les métaux Co, Pb au sein des lacs Denault et Annabel

### Ménomini rond

La figure 13 représente les deux seules relations significatives dans le foie du ménomini rond à travers les lacs Denault et Annabel entre les métaux Cr et THg et les variables biologiques. Aucune relation significative a été trouvée pour les métaux Cu, Fe, Se et Zn à travers le foie.



*Figure 13 : Relations significatives dans le foie du ménomini rond pour les métaux Cr et THg au sein des lacs Denault et Annabel*

La Figure 14 met en évidence les relations significatives entre les métaux traces Se et Zn et les variables biologiques au sein du ménomini rond dans le muscle dans les lacs Denault et Annabel.

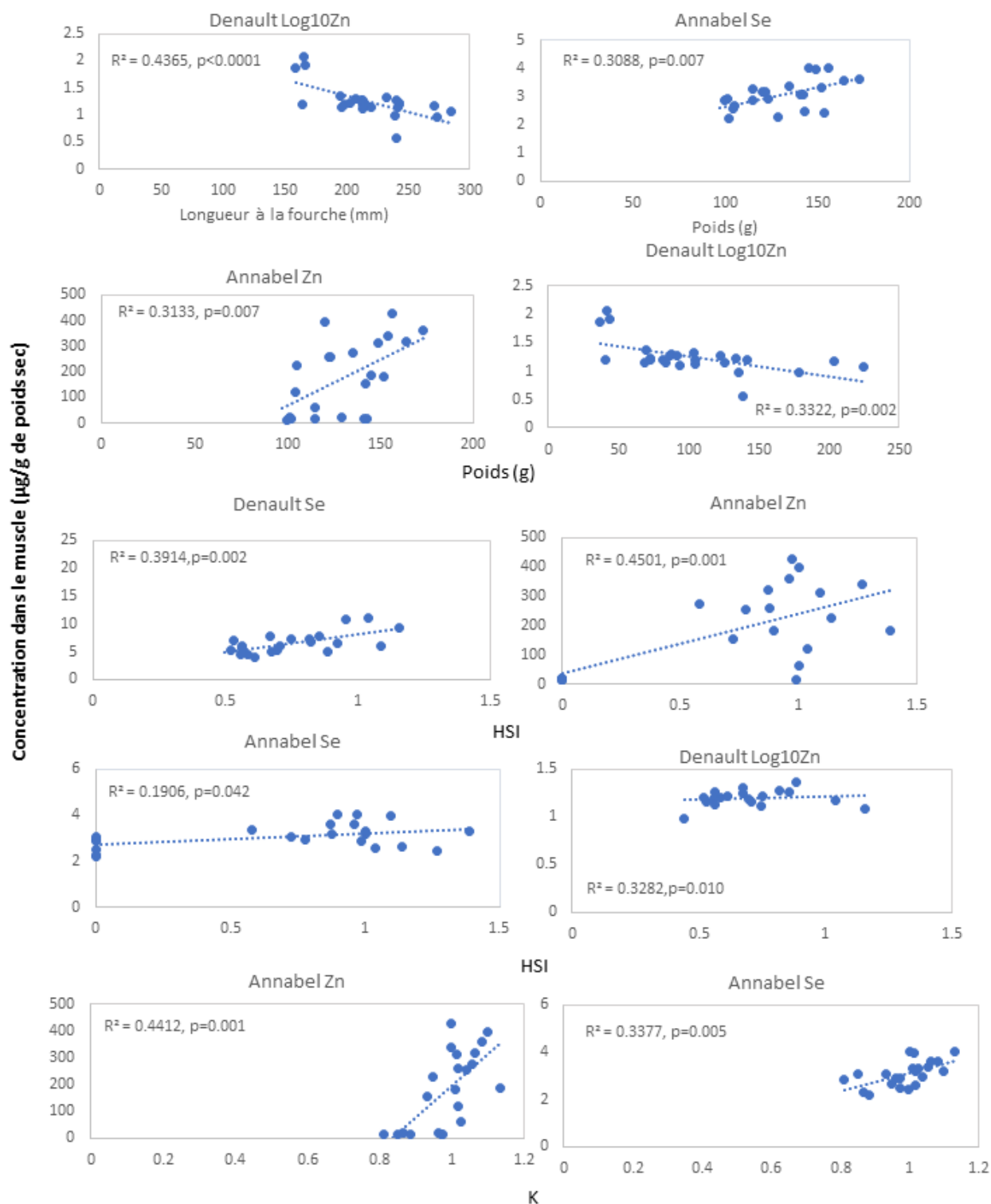


Figure 14 : Relations significatives dans le muscle du ménomini rond pour les métaux Se et Zn sein des lacs Denault et Annabel

La figure 15 affiche les relations significatives trouvées entre les métaux traces Cd, Cr, Hg et Pb et les variables biologiques chez le ménomini rond dans le muscle au sein des lacs Denault et Annabel.

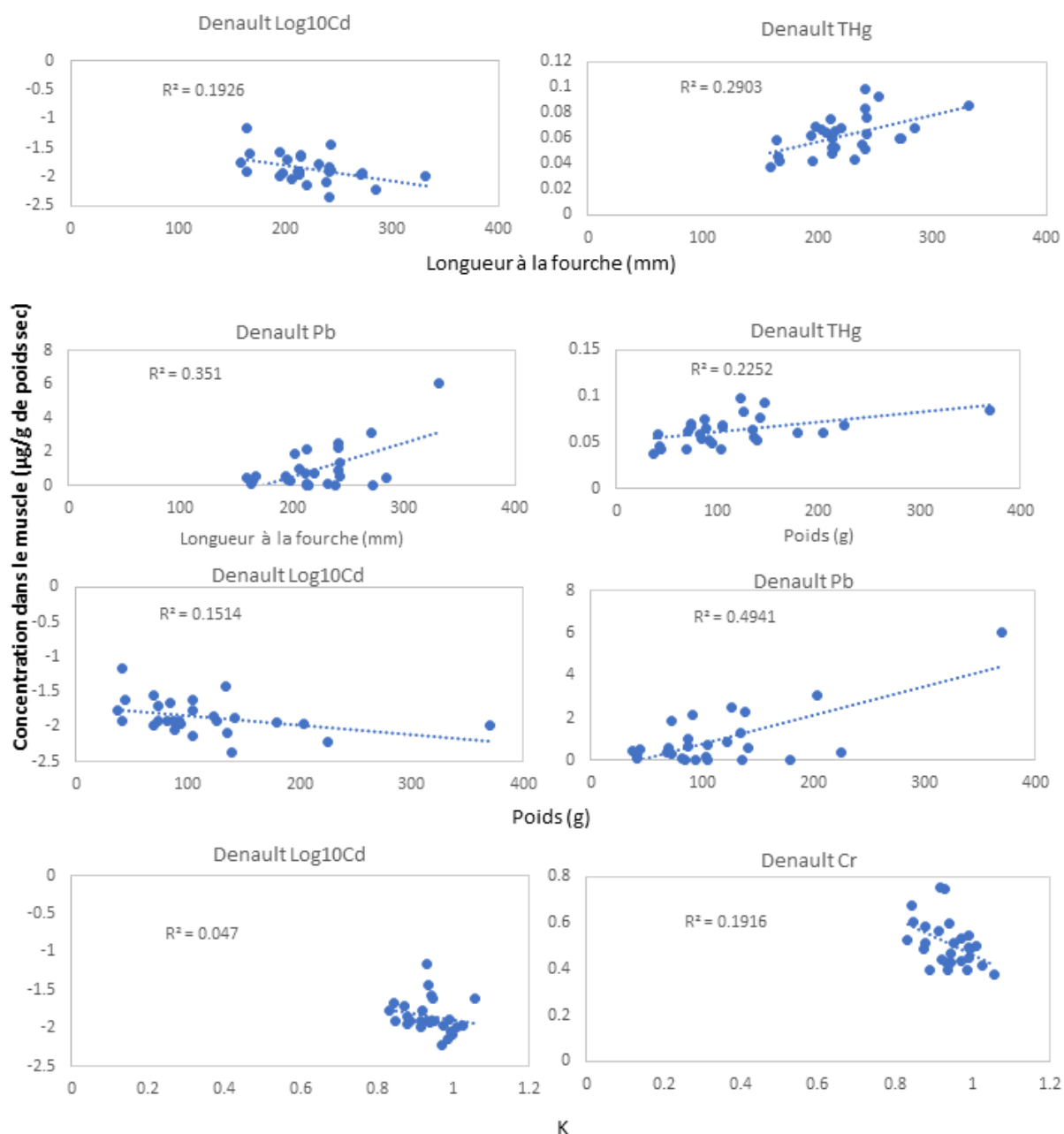


Figure 15 : Relations significatives dans le muscle du ménomini rond pour les métaux Cd, Cr, Hg et Pb sein des lacs Denault et Annabel

### Touladi

La figure 16 représente les relations significatives chez le touladi dans le foie pour les métaux Fe et Se dans les lacs Denault et Annabel.

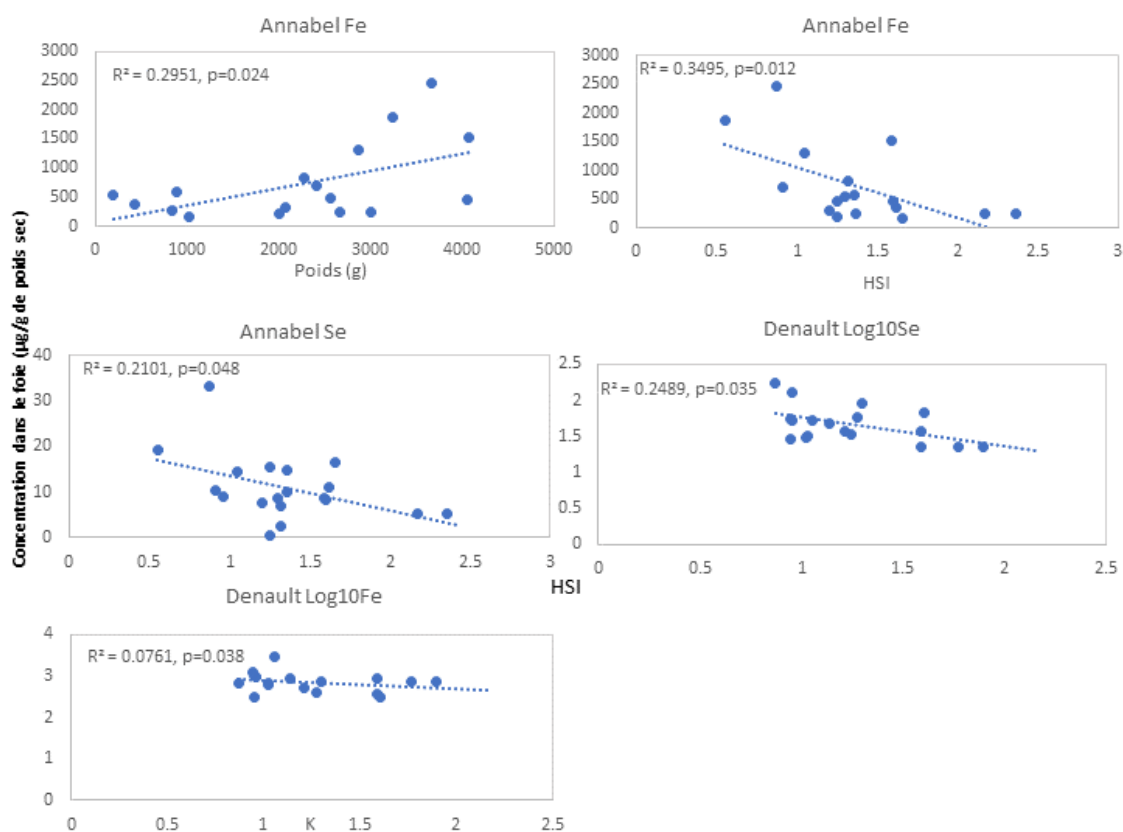
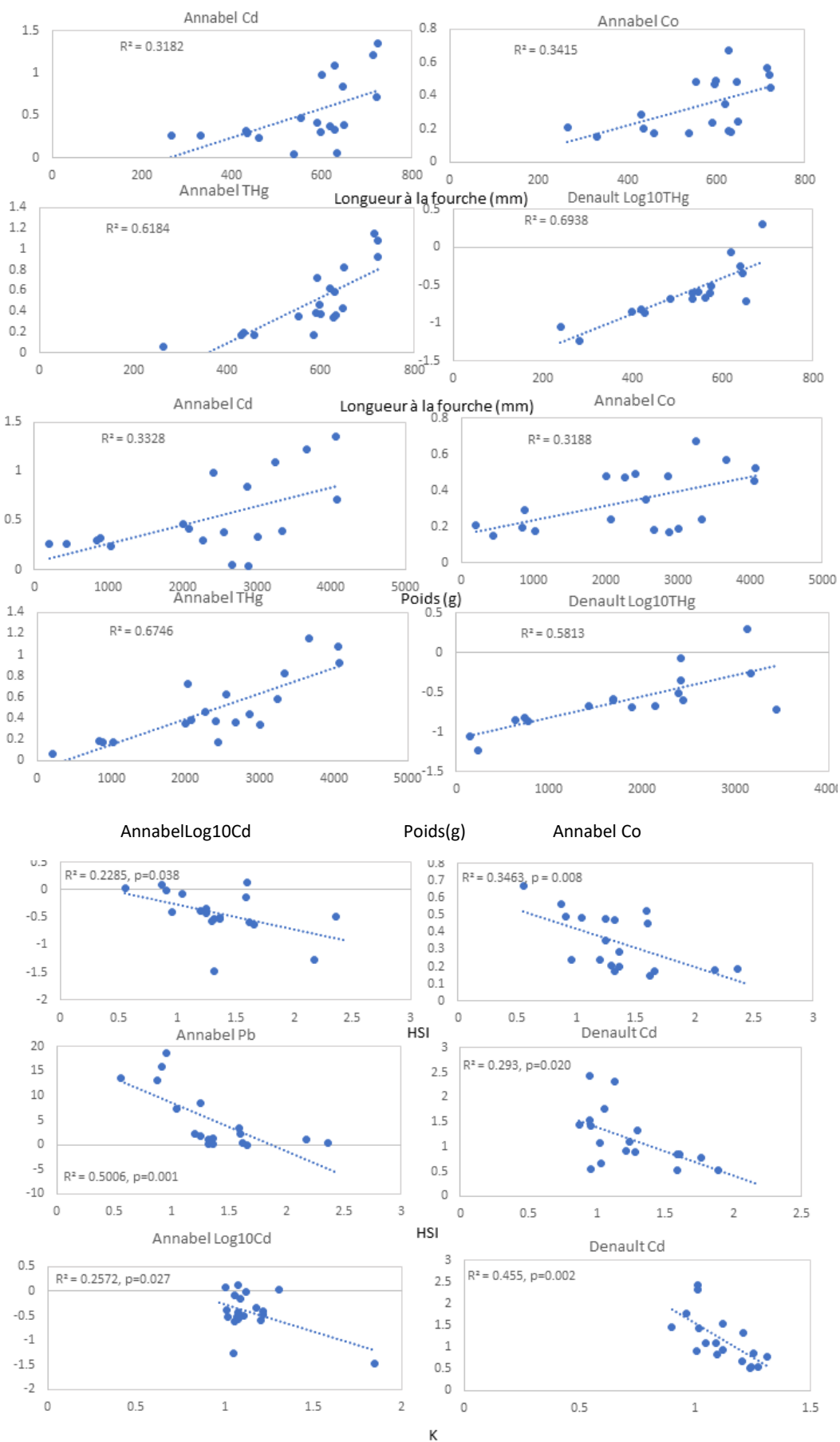
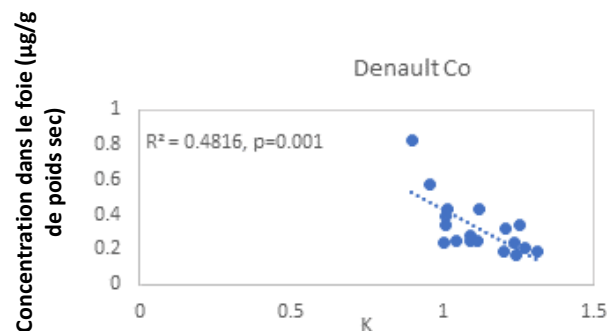


Figure 16 : Relations significatives dans le foie chez le touladi pour les métaux Fe et Se au sein des lacs Denault et Annabel

La figure 17 évoque les relations significatives chez le touladi pour les concentrations de Cd, Co, THg et Pb dans le foie à travers les lacs Denault et Annabel.

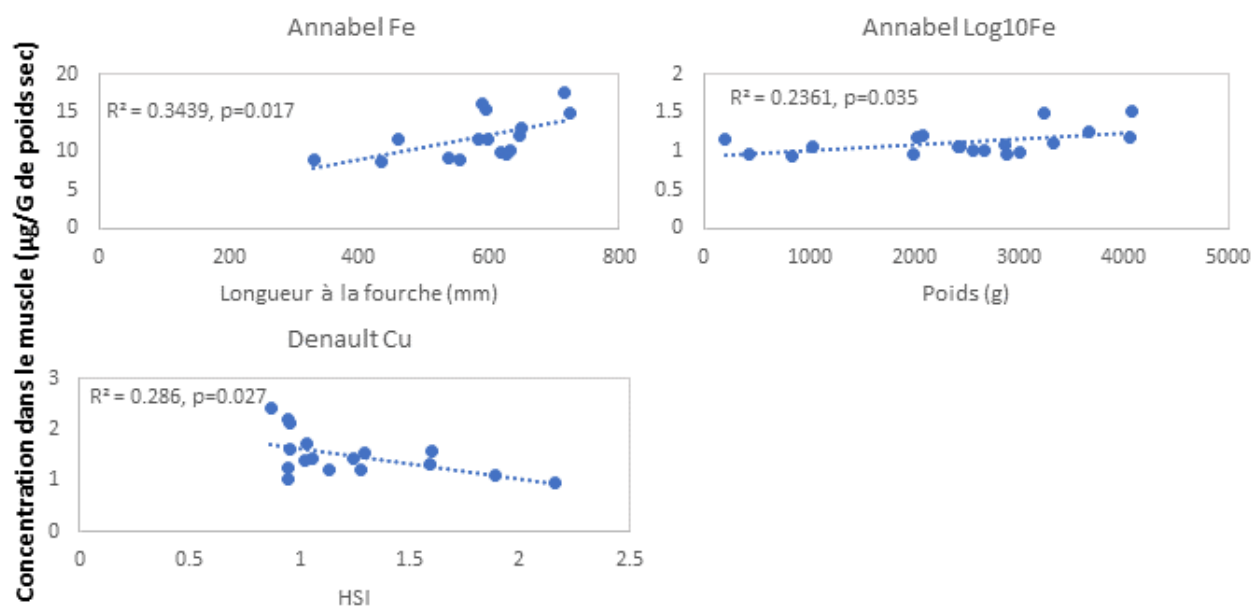
Concentration dans le foie ( $\mu\text{g/g}$  de poids sec)





*Figure 17 : Relations significatives dans le foie chez le touladi pour les métaux Cd,Co,THq et Pb au sein des lacs Denault et Annabel*

La figure 18 représente les relations significatives obtenues pour le touladi dans le muscle pour les concentrations de Cu et Fe au sein des lacs Denault et Annabel.



*Figure 18 : Relations significatives dans le muscle du touladi pour les métaux Cu et Fe au sein des lacs Denault et Annabel*

La figure 19 met en évidence les différentes relations significatives obtenues dans le muscle du touladi pour les métaux Co et THg à travers les lacs Denault et Annabel.

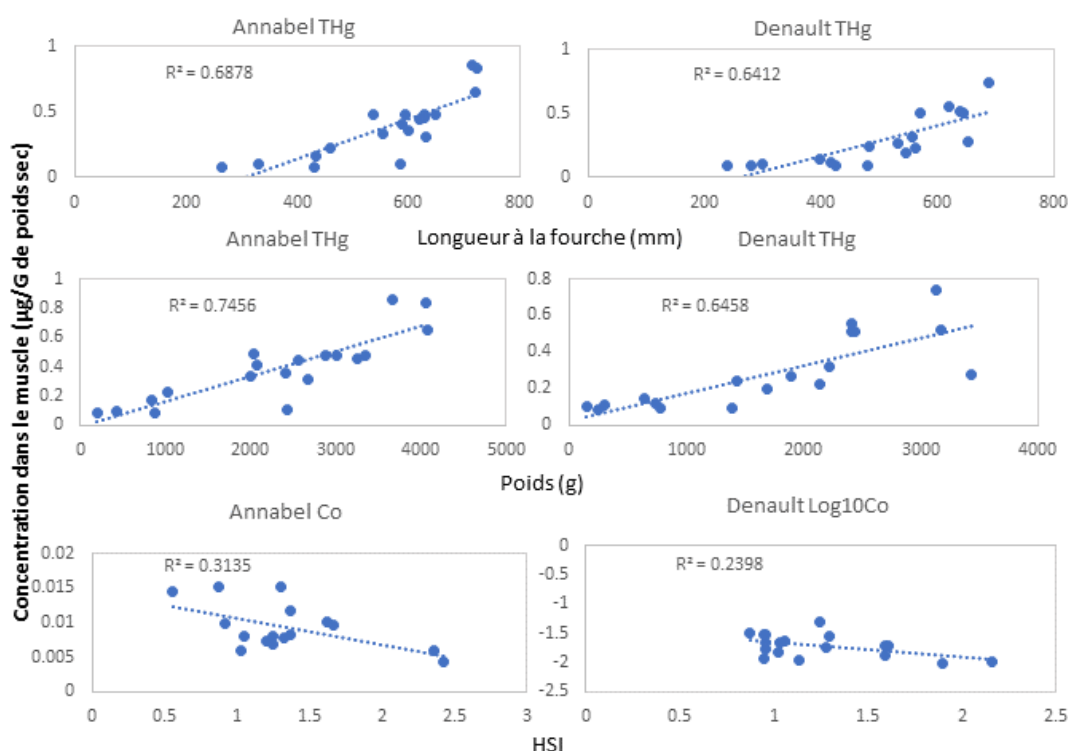


Figure 19 : Relations significatives dans le muscle du touladi pour les métaux Co et THg au sein des lacs Denault et Annabel

## Discussion

La littérature scientifique concernant les effets de la contamination des métaux traces due à l'activité minière sur les poissons dans le Nord-du-Québec n'est pas beaucoup documentée. En effet, même si certaines études ont étudié la région Ouest du Québec (Couture et al., 2008) et d'autres le Nunavik situé au Nord du Québec (Martyniuk et al., 2020), les connaissances sur cette thématique ne sont pas totalement acquises. Cette étude a donc pour but d'augmenter les connaissances sur ce sujet. Les principales constatations de cette étude sont les suivantes. Les poissons du lac Denault ont généralement des concentrations en Cd, Cr, Cu et Se plus élevées peu importe le muscle ou le foie que les poissons du lac de référence. Les concentrations de tous les métaux étudiés, excepté Pb le et le Cr, sont plus fortes dans le foie que dans le muscle de chaque espèce de poissons. Le foie des poissons possède généralement des concentrations supérieures à ceux de son muscle en particulier pour le Cu, Hg et Pb. Finalement, de nombreuses relations significatives, mais variées, ont été trouvées entre les métaux traces et le poids, la longueur à la fourche, HSI et K.

## Localisation

Généralement, les concentrations des poissons du lacs contaminés étaient plus élevées que celles du lac de référence. En effet, les concentrations en Cd, Cr, Cu, Fe, Se et Zn sont plus importantes au sein du muscle et du foie dans le lac Denault chez le Touladi. De même pour le grand corégone qui a des concentrations supérieures en Cr, Cu, Hg, et Se dans ces tissus pour le lac Denault. Le ménomini rond a aussi des concentrations plus élevées en Cd, Cu et Se dans le lac Denault. Cela confirme notre hypothèse de départ qui était que les poissons provenant du lac Denault serait plus concentrés en métaux que ceux du lac Annabel, car le lac Denault est plus proche des exploitations minières. En effet, il a été montré que les concentrations en Cd, Cu et Zn dans le foie étaient plus fortes dans un milieu contaminé (Audet & Couture, 2003; Reynders et al., 2008). De plus, une étude a démontré que la

majorité des émissions et des eaux de ruissellement des métaux sont déposées près de la source de pollution (Amundsen et al., 2011) ce qui explique le fait que les poissons du lac Denault sont plus concentrés que ceux du lac Annabel.

Cependant, certaines exceptions ont été trouvées telles que des concentrations supérieures en THg pour les touladis du lac Annabel et des concentrations en Zn plus importantes dans le lac Annabel. Cela peut s'expliquer par le fait que les poissons capturés étaient plus gros (Annexe 1). Des études précédentes ont montré que des relations entre le THg, Zn, la taille et le poids existaient (Gh & F, 2005; Yi & Zhang, 2012; Zrnčić et al., 2013). De plus, notre étude a montré que pour les touladis du lac Annabel, une relation significative existait entre THg, la longueur à la fourche et le poids. Les touladis du lac Annabel étant plus gros (Annexe 1), cela peut biaiser les résultats quant à la réelle quantité de THg qu'il s'y trouve. Certaines anciennes études ont démontré que la concentration en THg est souvent corrélée à la taille (Lescord et al., 2018; H. Swanson et al., 2011). Afin que des comparaisons puissent être réalisées entre individus, les concentrations en THg doivent être ajustées. Bien que ces normalisations n'aient pas été effectuées au sein de ce rapport, il est suggéré que pour les évaluations futures de cet ensemble de données comportent un jeu de données ajusté en par rapport à la longueur.

Chez le grand corégone, les concentrations en Co étaient supérieures dans le lac Annabel pour le muscle et le foie. Malheureusement, les pourcentages de recouvrement de cet élément dépassaient la gamme des valeurs généralement acceptées. Par conséquent, de nouvelles spéculations sur les facteurs potentiels à l'origine de cette observation ne seraient pas appropriées pour le moment. De plus, il est recommandé d'envisager éventuellement un ajustement des protocoles de laboratoire pour améliorer le recouvrement de cet élément. La concentration en Fe est aussi plus importante chez les poissons du Lac Annabel, mais ce sont des concentrations similaires à celles trouvées dans de la littérature scientifique dans un lac non-contaminé proche de notre région d'études (Fontaine, 2021). Par conséquent, cette observation est très probablement le résultat de la variabilité propre au site dans les propriétés physicochimiques du lac.

Bien qu'il n'existe aucune ligne directrice canadienne officielle sur la consommation pour Co, Cr, Cu, Fe, Se et Zn dans le muscle dorsal et le foie des poissons. Des seuils pour Cd, THg et Pb existent. En effet, il a été déterminé que de nombreux échantillons provenant du lac Denault et Annabel dépassaient les directives de consommation proposées par Santé Canada et l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). En effet, le gouvernement du Canada a fixé la limite pour la consommation humaine de mercure à 0.5 mg/kg de poids sec en 2018. Or, toutes les concentrations du muscle dorsal des trois espèces de salmonidés dépassent ce seuil. Il a été démontré qu'une consommation trop importante de mercure peut causer des dommages neurologiques et cardiovasculaires chez l'être humain (Mergler et al., 2007). Par conséquent, les concentrations observées pour cet élément indiquent non seulement un risque potentiel pour la santé des salmonidés (Scheuhammer et al., 2007), mais également des risques potentiels pour la santé humaine associés à la capture et à la consommation de salmonidés de la région de Schefferville.

Pour Cd, la FAO a fixé la limite de consommation dans les poissons à 0.05 mg/kg et le seuil fixé pour la consommation humaine de Pb dans le muscle de poissons est de 0.5 mg/kg (Gouvernement du Canada, 2018). Or, ces seuils sont en mg/kg de frais et les résultats de ce rapport sont présentés en mg/kg de poids sec. Pour les futures recherches, il faudrait convertir ces concentrations étant donné que certaines concentrations vont forcément dépasser les seuils fixés.

Une exposition trop importante au plomb peut avoir des impacts négatifs sur la santé humaine. En effet, le plomb peut avoir une incidence sur la réponse immunitaire des humains (K. P. Mishra et al., 2003). Les concentrations élevées observées pour le Pb montrent un risque pour la santé des salmonidés, mais aussi celle de la population consommant les poissons issus de cette région. En effet, le Pb peut avoir des effets sur le système nerveux, le Pb bloque un récepteur impliqué dans la maturation de la plasticité du cerveau (Brochin et al., 2008).

## Tissus

L'hypothèse de départ sur ce sujet était que les concentrations des métaux traces dans le foie allaient être supérieures à celles du muscle. En effet, des traces d'organotropisme métallique ont été observées pour Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Se et Zn, avec des concentrations supérieures dans le foie que dans le muscle pour les trois espèces de salmonidés. Des études précédentes avaient montré que les concentrations des métaux dans le foie étaient supérieures à celles du muscle pour les familles des *Clupeidae*, *Caragidae*, *Mugilidae*, *Scombridae* et *Serranidae* (Canli & Atli, 2003; Roméo et al., 1999). En effet, le foie est un des principaux sites de stockage et de détoxification des métaux dans les poissons. Des études antérieures ont établi que les concentrations de métaux traces dans le foie sont souvent plus élevées par rapport au muscle dorsal à la suite d'un ciblage des tissus métaboliquement actifs par les métaux (Furness & Rainbow, 2017, Roesijadi, 1994). En effet, le tissu du foie est très actif dans l'absorption et le stockage des métaux traces.

Cependant, chez le touladi et le ménomini rond, la concentration en Pb était supérieure dans le muscle dorsal. Cela peut s'expliquer par le fait que le Pb s'accumule dans tous les tissus exceptés les gonades (Castro-González & Méndez-Armenta, 2008; Surana et al., 2015). A ce jour, les données disponibles sur les salmonidés du Nord-du-Québec ne permettent pas d'expliquer cette observation. En effet, les concentrations entre tissus variant pour certaines espèces (Agusa et al., 2005). Des futures recherches pourront être réalisées afin de connaître mieux le mécanisme spécifique du plomb chez les salmonidés dans le Nord-du-Québec.

## Réseau trophique

Généralement, le touladi et le grand corégone ont les concentrations en métaux traces les plus élevées dans le foie et le muscle dorsal indépendamment de chaque lac. Ces espèces occupent les positions trophiques aquatiques les plus élevées dans les lacs évalués et il a été prouvé que certains métaux traces comme THg, Pb et Zn se bioamplifiaient (Kidd et al., 2012; Sun et al., 2020). Notre observation est alors conforme aux observations de la littérature scientifique antérieure (Ikemoto et al., 2008; Zhao et al., 2013).

Spécifiquement, le touladi possède les concentrations les plus fortes en THg dans le muscle et le foie à travers le lac Denault ou Annabel. En effet, le touladi est l'espèce la conséquente en terme de taille et de poids des trois espèces de salmonidés (Annexe 1). Comme mentionné précédemment, le THg est souvent corrélé avec des indicateurs de croissance (e.g. taille, poids, et l'âge), ce que montre nos résultats aussi. Le touladi est aussi le prédateur supérieur de ces trois espèces. Des études antérieures ont montré que la concentration en THg augmente avec le niveau trophique, la taille et le poids (Cizdziel et al., 2002). Une conclusion peut être faite sur le fait que la concentration en THg augmente avec le niveau trophique.

Néanmoins, le ménomini rond, espèce au rang le plus bas du niveau trophique de l'étude, possède dans son muscle, les concentrations les plus élevées en Cd. Alors que plusieurs études ont démontré la faible bioaccumulation du Cd (Fang et al., 2019; Radomyski et al., 2018), nos résultats concordent alors avec le fait que le Cd a une faible bioaccumulation dans les muscles dorsaux de nos lacs étudiés.

Le grand corégone a les concentrations en Zn les plus élevées dans son foie dans le lac Annabel et Denault. Quelques études ont montré que le Zn se bioaccumulait dans le réseau trophique (Shilla et al., 2019; Sun et al., 2020). Même si le grand corégone a une position supérieure au touladi, il reste à un rang élevé au niveau du réseau trophique aquatique.

Cependant, le phénomène de bioamplification dans le réseau trophique dépend aussi de la physiologie des espèces et de la disponibilité des contaminants. La littérature scientifique sur la bioaccumulation des métaux traces dans le réseau trophique indique la plus part du temps que THg, Pb et Zn se bioaccumulent.

### Métaux traces et variables biologiques

D'après plusieurs études antérieures (Martyniuk Clifford, 2021; Martyniuk et al., 2020), la concentration des métaux aura tendance à augmenter avec le poids et la longueur à la fourche, tandis qu'elle aura tendance à diminuer avec le HSI et le coefficient K.

De nombreuses relations significatives ont été remarquées pour Cd, Co, Cu, Hg, Fe, Pb, Se et Zn avec la longueur à la fourche et le poids chez presque toutes les espèces de poissons. Généralement, les concentrations des métaux traces augmentent avec la taille et le poids. Ces observations correspondent à de nombreuses études antérieures qui ont rapporté des associations similaires entre ces variables biologiques et les concentrations de métaux traces (Gh & F, 2005; Yi & Zhang, 2012).

Concernant le HSI, plusieurs observations ont pu être faites. Tout d'abord, chez le touladi, des relations significatives entre les concentrations du foie en Cd, Co, Fe et Se et le HSI ont été observées. En effet, pour tous ces métaux à travers les deux lacs, le HSI augmente quand la concentration en ces métaux diminue. Des relations négatives entre les valeurs d'HSI et les valeurs de métaux traces peuvent indiquer des changements chimiques et cellulaires induits par des substances toxiques qui reflètent les dommages aux organes et aux organismes (Larose et al., 2008; Laurén & Wails, 1990).

Une étude réalisée en 2009 a démontré le même modèle avec As chez le poisson-chat africain (Abdel-Hameid, 2009). Une exposition chronique traduirait alors des changements dégénératifs dans le foie. Bien que des recherches antérieures aient observé des relations similaires à celles mentionnées dans ce rapport, les relations entre HSI et les concentrations en métaux traces peuvent être très variables, c'est ce que l'on en a observé chez le ménomini rond et le grand corégone.

En effet, l'HSI est un indicateur biologique qui montre de grandes variabilités. Plusieurs études ont tenté de donner un aperçu des moteurs de cette variabilité et ont suggéré que le HSI dépendrait de plusieurs facteurs tels que la saison d'échantillonnage (Audet & Couture, 2003) et la physiologie des poissons (Lambert & Dutil, 1997).

En effet, les études antérieures ne sont toujours pas unanimes sur ce sujet. Une étude démontre que les poissons d'un lac contaminé en Hg possèdent un HSI qui diminue (Larose et al., 2008) alors que d'autres ne démontrent aucune corrélation entre le HSI et la contamination des métaux traces (Couture & Rajotte, 2003). Comme le HSI est un marqueur biométrique renseignant sur l'accumulation des réserves énergétiques dans le foie, celui-ci serait efficace seulement chez les espèces où les lipides sont stockés dans le foie tels que la morue (Lambert & Dutil, 1997). Ce facteur est donc à prendre avec précaution lorsqu'ils sont utilisées comme indicateur des effets des métaux traces sur la santé des poissons.

Pour le coefficient d'embonpoint K, beaucoup moins de relations significatives ont été observées entre les métaux et celui-ci qu'avec le HSI. Le modèle le plus récurrent est que le coefficient K augmente avec la concentrations de Pb, Se et Zn. Le pourcentage de recouvrement du Pb dépassant la gamme des valeurs généralement acceptées, un ajustement de protocole pourrait être réalisé. Par conséquent, de nouvelles spéculations sur les facteurs potentiels à l'origine de cette observation ne sont pas appropriées pour le moment. Pour le touladi, le coefficient K augmente quand la concentration de Co. Aussi, comme indiqué précédemment avec Co, il est aussi recommandé d'envisager éventuellement un ajustement des protocoles de laboratoire pour améliorer le recouvrement de cet élément. Dans la littérature scientifique, une diminution du coefficient K associé à une augmentation en concentrations de métaux traces suggèrent une baisse de l'efficacité de

croissance (Sherwood et al., 2000) et l'affectation de ressources énergétiques à la détoxification et à la dépuration (Couture & Pyle, 2008). N'ayant pas trouvé de modèles qui se répétaient totalement, le coefficient K peut aussi être mis de côté dans cette étude. De nombreuses relations existent, mais il faudrait les cumuler avec d'autres paramètres tels que l'âge, des biomarqueurs des capacités oxydantes et du stress oxydant (Fontaine, 2021).

Les différents résultats et conclusions obtenus lors de cette discussion ont permis d'approfondir les connaissances écotoxicologiques des salmonidés du Nord-du-Québec. La contamination d'un milieu naturel par les métaux traces dépend de plusieurs facteurs environnementaux. Des réponses aux hypothèses de départ ont été fournies. Premièrement, notre hypothèse sur le fait que les salmonidés du lac contaminé allaient avoir des concentrations en métaux traces supérieures à ceux du lac de référence a été confirmée. De plus, la seconde hypothèse stipulant que les concentrations du foie allaient être plus élevées que celles du muscle a aussi été vérifiée. Le touladi a des concentrations supérieures en Hg sont supérieures à celles des deux autres salmonidés, ce qui montre que certains métaux traces se bioaccumulent dans le réseau trophique aquatique. Finalement, des relations significatives positives entre la taille, le poids et la concentration en métaux traces ont été montrées ce qui valide notre dernière hypothèse. Cependant, l'hypothèse sur le fait que les coefficients K et HSI diminueraient avec la concentration en métaux traces n'a pas été réussie à prouver. Ce sont des facteurs qui ont certaines variabilités et qu'il est nécessaire de coupler avec d'autres paramètres.

Pour améliorer la compréhension sur ce sujet, des futures pistes de recherche vont être mises en place telles que faire des études sur les enzymes et les lipides. De plus, des expériences la performance métabolique pourront être réalisées afin de voir comment les salmonidés réagissent aux métaux traces et à l'augmentation de la température de l'eau en étudiant leur capacité à nager.

## Conclusion

Ce stage de fin d'étude a permis d'approfondir les connaissances sur la contamination en métaux traces dû à l'activité minière sur trois espèces de salmonidés ; touladi, grand corégone et ménomine, dans le Nord-du-Québec sur deux tissus : le muscle dorsal et le foie. Deux lacs ont été échantillonnés ; le lac Annabel, lac non-contaminé, et le lac Denault, lac contaminé. Les poissons provenant du lac Denault avaient généralement des concentrations en métaux traces (Cd, Cr, Cu et Se) supérieures à ceux du lac Annabel peu importe le type de tissu. Les concentrations dans le muscle de chaque salmonidé et de chaque lac dépassent la limite fixée par le gouvernement canadien. Cela signifie qu'un risque de contamination existe pour les populations autochtones qui se servent de ces terres comme moyen de subsistance. Les concentrations exceptées celles de Cr et de Pb des poissons étaient plus importantes dans le foie que dans le muscle pour toutes les espèces. Des relations significatives entre le poids, la taille et la concentration des métaux traces ont été trouvées surtout pour le Hg. Concernant les relations entre les métaux traces et le HSI, peu de modèles récurrents ont été observés, la fiabilité du HSI est remise en question. Pour les relations entre le coefficient K et les concentrations des métaux traces, celles-ci devraient être analysées avec d'autres facteurs par exemple des biomarqueurs des capacités antioxydantes.

Mon projet de stage provenait de la thèse de Mackenzie Clifford Martyniuk qui va donc poursuivre ces études. Les futurs projets seront de déterminer la vulnérabilité des salmonidés aux effets combinés du stress thermique et des métaux traces et d'essayer de réaliser des modélisations en fonction de scénarios de changements climatiques critiques dans le Nord-du-Québec pour les espèces de salmonidés.

Les données obtenues lors de cette thèse pourront aussi aider à prévoir un plan de gestion de la ressource alimentaire, le poisson, à l'avenir étant donné les changements climatiques. De plus, comme tous les concentrations en Hg des poissons collectés de la région dépassaient le seuil fixé par le gouvernement canadien, des projets de restauration ou bien des plans « alimentaires » pourront être suggérés dans cette zone.

D'un point de vue personnel, ce stage m'aurait permis de réaliser une expérience de six mois à l'étranger. Je me suis adaptée à un nouveau pays avec un nouveau style de vie. De plus, j'ai amélioré mon anglais, car Mackenzie Clifford Martyniuk, la thésarde qui s'occupait de moi, est anglophone. Cependant, je ne souhaite pas poursuivre dans le domaine de la recherche. Je pense que ce domaine est trop solitaire et prend beaucoup de temps de préparation pour moi.

## Annexes

*Annexe 1: Résumé des données concernant les espèces capturées. Moyenne  $\pm$  écart-type et intervalle de minimum et maximum. Des différences significatives dans les concentrations de métaux entre les lacs sont mises en évidence en caractères gras et représentées à l'aide des lettres (a, b et ab) selon la signification.*

| Lacs    | Espèces        | Nombre d'individus | Longueur à la fourche (mm)       | Poids (g)                                               | K                                                                   | HSI                               | Sexe                     |
|---------|----------------|--------------------|----------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------|
| Denault | Ménomini rond  | 30                 | 222.2 $\pm$ 37.98<br>159 ; 332   | <b>112.53 <math>\pm</math> 66.82</b><br><b>37 ; 370</b> | <b>0.94 <math>\pm</math> 0.06</b><br><b>0.83 ; 1.06</b>             | 0.73<br>$\pm$ 0.19<br>0.44 ; 1.16 | 40%M<br>57% F<br>3%NA    |
|         | Grand corégone | 24                 | 284.04 $\pm$ 57.32<br>155 ; 390  | 281.95 $\pm$ 128.94<br>42 ; 457                         | <b>1.13<math>\pm</math> 0.13</b><br><b>0.61 ; 1.26<sup>ab</sup></b> | 0.73<br>$\pm$ 0.15<br>0.38 ; 0.97 | 62.5%M<br>33.5%F<br>4%NA |
|         | Touladi        | 20                 | 506.90 $\pm$ 128.55<br>239 ; 688 | 1731.80 $\pm$ 1007.33<br>149 ; 3433                     | 1.13 $\pm$ 0.13<br>0.90 ; 1.31                                      | 1.28<br>$\pm$ 0.37<br>0.87 ; 2.16 | 35%M<br>60%F<br>5%NA     |
| Annabel | Ménomini rond  | 25                 | 234.48 $\pm$ 12.63<br>217 ; 255  | <b>127.84 <math>\pm</math> 22.88</b><br><b>97 ; 173</b> | <b>0.98 <math>\pm</math> 0.08</b><br><b>0.81 ; 1.13</b>             | 0.65<br>$\pm$ 0.48<br>0 ; 1.39    | 44% M<br>56% F           |
|         | Grand Corégone | 25                 | 273.56 $\pm$ 36.00<br>164 ; 350  | 234.72 $\pm$ 91.18<br>43 ; 515                          | <b>1.08<math>\pm</math> 0.07</b><br><b>0.88 ; 1.24<sup>b</sup></b>  | 0.60 $\pm$ 0.35<br>0 ; 1.19       | 60% M<br>36% F<br>4% NA  |
|         | Touladi        | 21                 | 568.62 $\pm$ 121.98<br>265 ; 723 | 2332.33 $\pm$ 1126.04<br>200 ; 4077                     | 1.14 $\pm$ 0.18<br>0.97 ; 1.85                                      | 1.39<br>$\pm$ 0.48<br>0.55 ; 2.42 | 62% M<br>38 % F          |

*Annexe 2 : Résultats des relations non-significatives pour l'analyse des métaux entre les variables biologiques pour le ménomini rond, le touladi et le grand corégone au sein des lacs Annabel et Denault*

Pour le foie du ménomini rond au sein du lac Annabel, les différents tests non-significatifs en lien avec la taille sont renseignés pour les métaux suivants : Cd ( $R^2_{(1,21)}=0.002, p=0.837$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.001, p=0.912$ ), Cr ( $R^2_{(1,17)}=0.044, p=0.390$ ), Cu ( $R^2_{(1,21)}<0.0001, p=0.999$ ), Fe ( $R^2_{(1,21)}=0.071, p=0.220$ ), THg ( $R^2_{(1,19)}=0.001, p=0.871$ ), Pb ( $R^2_{(1,9)}=0.228, p=0.137$ ), Se ( $R^2_{(1,21)}=0.026, p=0.458$ ) et Zn ( $R^2_{(1,21)}=0.141, p=0.077$ ).

Pour le poids, les résultats des régressions linéaires non-significatives sont Cd ( $R^2_{(1,21)}=0.014, p=0.589$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.012, p=0.625$ ), Cr ( $R^2_{(1,18)}=0.013, p=0.637$ ), Cu ( $R^2_{(1,21)}=0.004, p=0.776$ ), Fe ( $R^2_{(1,21)}=0.042, p=0.350$ ), THg ( $R^2_{(1,19)}=0.008, p=0.707$ ), Pb ( $R^2_{(1,9)}=0.168, p=0.211$ ), Se ( $R^2_{(1,21)}<0.0001, p=0.970$ ) et Zn ( $R^2_{(1,21)}=0.046, p=0.3233$ ).

Pour le HSI, les résultats des tests non significatifs sont : Cd ( $R^2_{(1,21)}=0.011, p=0.627$ ), Co ( $R^2_{(1,14)}=0.084, p=0.276$ ), Cr ( $R^2_{(1,18)}=0.058, p=0.306$ ), Cu ( $R^2_{(1,21)}=0.003, p=0.793$ ), Fe

( $R^2_{(1,21)}=0.000, p=0.933$ ), THg ( $R^2_{(1,19)}=0.163, p=0.070$ ), Pb ( $R^2_{(1,9)}=0.234, p=0.132$ ), Se ( $R^2_{(1,21)}=0.000, p=0.953$ ) et Zn ( $R^2_{(1,21)}=0.004, p=0.768$ ).

Pour le coefficient K, les résultats sont les suivants : Cd ( $R^2_{(1,19)}=0.001, p=0.880$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.057, p=0.285$ ), Cr ( $R^2_{(1,17)}=0.040, p=0.412$ ), Cu ( $R^2_{(1,21)}=0.028, p=0.442$ ), Fe ( $R^2_{(1,21)}=0.009, p=0.671$ ), THg ( $R^2_{(1,19)}=0.019, p=0.553$ ), Pb ( $R^2_{(1,9)}=0.001, p=0.925$ ), Se ( $R^2_{(1,21)}=0.117, p=0.110$ ) et Zn ( $R^2_{(1,19)}=0.021, p=0.534$ ).

Pour les tests non significatifs dans le foie du ménomini rond à travers le lac Denault, ils seront répertoriés dans cette section. Pour la taille, les résultats sont : Cd ( $R^2_{(1,22)}=0.054, p=0.274$ ), Co ( $R^2_{(1,22)}=0.003, p=0.810$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.000, p=0.926$ ), Cu ( $R^2_{(1,19)}=0.013, p=0.627$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)}=0.008, p=0.701$ ), THg ( $R^2_{(1,21)}=0.036, p=0.388$ ), Pb ( $R^2_{(1,20)}=0.177, p=0.051$ ), Se ( $R^2_{(1,22)}=0.024, p=0.471$ ) et Zn ( $R^2_{(1,22)}=0.016, p=0.552$ ).

Pour le poids, les résultats sont : Cd ( $R^2_{(1,22)}=0.009, p=0.643$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.003, p=0.821$ ), Cu ( $R^2_{(1,19)}=0.175, p=0.059$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)}=0.042, p=0.361$ ), THg ( $R^2_{(1,21)}=0.009, p=0.659$ ), Pb ( $R^2_{(1,20)}=0.165, p=0.061$ ), Se ( $R^2_{(1,22)}=0.020, p=0.507$ ) et Zn ( $R^2_{(1,22)}=0.042, p=0.336$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,19)}=0.030, p=0.450$ ), Co ( $R^2_{(1,19)}=0.005, p=0.761$ ), Cu ( $R^2_{(1,18)}=0.034, p=0.439$ ), Fe ( $R^2_{(1,17)}=0.042, p=0.398$ ), Pb ( $R^2_{(1,17)}=0.000, p=0.952$ ), Se ( $R^2_{(1,19)}=0.021, p=0.533$ ) et Zn ( $R^2_{(1,18)}=0.001, p=0.873$ ).

Pour le coefficient K, Cd ( $R^2_{(1,22)}=0.068, p=0.219$ ), Co ( $R^2_{(1,22)}=0.079, p=0.184$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.050, p=0.318$ ), Cu ( $R^2_{(1,20)}=0.006, p=0.721$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)}=0.072, p=0.228$ ), THg ( $R^2_{(1,21)}=0.086, p=0.174$ ), Pb ( $R^2_{(1,20)}=0.001, p=0.887$ ), Se ( $R^2_{(1,22)}=0.024, p=0.470$ ) et Zn ( $R^2_{(1,22)}=0.012, p=0.613$ ).

Pour les tests non-significatifs trouvés chez le ménomini rond dans son muscle dorsal et le lac Annabel, les résultats pour la taille sont : Cd ( $R^2_{(1,20)}=0.159, p=0.066$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.005, p=0.765$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.016, p=0.579$ ), Cu ( $R^2_{(1,19)}=0.028, p=0.468$ ), Fe ( $R^2_{(1,18)}=0.001, p=0.886$ ), Hg ( $R^2_{(1,20)}=0.015, p=0.591$ ), Pb ( $R^2_{(1,20)}=0.066, p=0.249$ ), Se ( $R^2_{(1,20)}=0.086, p=0.185$ ) et Zn ( $R^2_{(1,20)}=0.059, p=0.276$ ).

Pour le poids, Cd ( $R^2_{(1,19)}=0.124, p=0.118$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.010, p=0.659$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.021, p=0.516$ ), Cu ( $R^2_{(1,19)}=0.0001, p=0.999$ ), Fe ( $R^2_{(1,18)}=0.016, p=0.592$ ), THg ( $R^2_{(1,20)}=0.019, p=0.540$ ) et Pb ( $R^2_{(1,20)}=0.0165, p=0.5689$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,20)}=0.011, p=0.641$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.031, p=0.434$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.017, p=0.564$ ), Cu ( $R^2_{(1,19)}=0.012, p=0.643$ ), Fe ( $R^2_{(1,18)}=0.109, p=0.156$ ), THg ( $R^2_{(1,20)}=0.045, p=0.345$ ) et Pb ( $R^2_{(1,20)}=0.089, p=0.178$ ).

Pour le coefficient K, Cd ( $R^2_{(1,20)}=0.134, p=0.094$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.015, p=0.587$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.011, p=0.636$ ), Cu ( $R^2_{(1,20)}=0.069, p=0.236$ ), Fe ( $R^2_{(1,18)}=0.034, p=0.435$ ), THg ( $R^2_{(1,20)}=0.002, p=0.841$ ) et Pb ( $R^2_{(1,20)}=0.04, p=0.371$ ).

Pour les tests non-significatifs dans le muscle dorsal chez le ménomini rond au sein du lac Denault, les résultats pour la taille sont : Co ( $R^2_{(1,26)}=0.013, p=0.561$ ), Cr ( $R^2_{(1,25)}=0.008, p=0.649$ ), Cu ( $R^2_{(1,26)}=0.060, p=0.211$ ), Fe ( $R^2_{(1,26)}=0.038, p=0.319$ ) et Se ( $R^2_{(1,26)}=0.078, p=0.155$ ).

Pour le poids, les résultats sont : Co ( $R^2_{(1,26)}=0.029, p=0.383$ ), Cr ( $R^2_{(1,25)}=0.013, p=0.567$ ), Cu ( $R^2_{(1,25)}=0.013, p=0.567$ ), Fe ( $R^2_{(1,26)}=0.018, p=0.494$ ) et Se ( $R^2_{(1,26)}=0.028, p=0.392$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,22)}=0.029, p=0.427$ ), Co ( $R^2_{(1,22)}=0.019, p=0.645$ ), Cr ( $R^2_{(1,21)}=0.139, p=0.080$ ), Cu ( $R^2_{(1,21)}=0.089, p=0.166$ ), Fe ( $R^2_{(1,22)}=0.030, p=0.420$ ), THg ( $R^2_{(1,23)}=0.111, p=0.103$ ) et Pb ( $R^2_{(1,22)}=0.070, p=0.212$ ).

Pour le coefficient K, les résultats sont : Co ( $R^2_{(1,26)}=0.031, p=0.370$ ), Cu ( $R^2_{(1,25)}=0.104, p=0.101$ ), Fe ( $R^2_{(1,26)}=0.006, p=0.687$ ), THg ( $R^2_{(1,27)}=0.002, p=0.836$ ), Pb ( $R^2_{(1,26)}=0.030, p=0.380$ ), Se ( $R^2_{(1,26)}=0.012, p=0.585$ ) et Zn ( $R^2_{(1,22)}=0.016, p=0.567$ ).

Pour le Touladi, les résultats des tests pour les relations non-significatives pour le foie et le lac Annabel sont décrits ici. Pour la taille, Cr ( $R^2_{(1,17)}=0.007, p=0.731$ ), Cu ( $R^2_{(1,17)}=0.009, p=0.702$ ), Fe

( $R^2_{(1,15)}=0.216, p=0.06$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.196, p=0.066$ ), Se ( $R^2_{(1,17)}=0.024, p=0.527$ ) et Zn ( $R^2_{(1,17)}=0.035, p=0.446$ ).

Pour le poids, Cr ( $R^2_{(1,17)}=0.001, p=0.914$ ), Cu ( $R^2_{(1,17)}=0.0001, p=0.967$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.194, p=0.068$ ), Se ( $R^2_{(1,17)}=0.013, p=0.640$ ) et Zn ( $R^2_{(1,17)}=0.084, p=0.230$ ).

Pour le HSI, Cr ( $R^2_{(1,17)}=0.012, p=0.651$ ), Cu ( $R^2_{(1,17)}=0.192, p=0.060$ ), THg ( $R^2_{(1,17)}=0.108, p=0.171$ ) et Zn ( $R^2_{(1,16)}=0.105, p=0.191$ ).

Pour le coefficient K, Co ( $R^2_{(1,17)}=0.052, p=0.348$ ), Cr ( $R^2_{(1,17)}=0.0003, p=0.941$ ), Cu ( $R^2_{(1,17)}=0.051, p=0.352$ ), Fe ( $R^2_{(1,15)}=0.028, p=0.869$ ), Hg ( $R^2_{(1,17)}=0.015, p=0.615$ ), Pb ( $R^2_{(1,15)}=0.011, p=0.695$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.005, p=0.789$ ).

Pour les résultats concernant le foie du touladi et le lac Denault, pour la taille les résultats sont : Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.001, p=0.895$ ), Co ( $R^2_{(1,16)}=0.085, p=0.240$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.075, p=0.289$ ), Cu ( $R^2_{(1,16)}=0.053, p=0.360$ ), Fe ( $R^2_{(1,15)}=0.058, p=0.353$ ), Pb ( $R^2_{(1,15)}=0.019, p=0.597$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.058, p=0.335$ ) et Zn ( $R^2_{(1,11)}=0.111, p=0.266$ ).

Pour le poids, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.032, p=0.480$ ), Co ( $R^2_{(1,16)}=0.027, p=0.515$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.093, p=0.235$ ), Cu ( $R^2_{(1,16)}=0.003, p=0.825$ ), Fe ( $R^2_{(1,15)}=0.047, p=0.406$ ), Pb ( $R^2_{(1,15)}=0.066, p=0.319$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.119, p=0.667$ ) et Zn ( $R^2_{(1,11)}=0.117, p=0.252$ ).

Pour le HSI, Co ( $R^2_{(1,16)}=0.217, p=0.052$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.044, p=0.421$ ), Cu ( $R^2_{(1,16)}=0.180, p=0.080$ ), Fe ( $R^2_{(1,15)}=0.076, p=0.284$ ), THg ( $R^2_{(1,15)}=0.063, p=0.332$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.030, p=0.495$ ) et Zn ( $R^2_{(1,11)}=0.110, p=0.268$ ).

Pour le K, Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.191, p=0.079$ ), Cu ( $R^2_{(1,16)}=0.141, p=0.125$ ), Hg ( $R^2_{(1,15)}=0.040, p=0.443$ ), Pb ( $R^2_{(1,14)}=0.023, p=0.575$ ), Se ( $R^2_{(1,14)}=0.103, p=0.227$ ) et Zn ( $R^2_{(1,11)}=0.136, p=0.215$ ).

Pour le muscle dorsal du Touladi dans le lac Annabel, les résultats pour la taille sont : Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.001, p=0.940$ ), Co ( $R^2_{(1,14)}=0.065, p=0.341$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.001, p=0.908$ ), Cu ( $R^2_{(1,14)}=0.143, p=0.148$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.191, p=0.070$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.022, p=0.560$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.228, p=0.053$ ).

Pour le poids, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.004, p=0.808$ ), Co ( $R^2_{(1,16)}=0.117, p=0.169$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.019, p=0.590$ ), Cu ( $R^2_{(1,15)}=0.156, p=0.116$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.159, p=0.101$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.005, p=0.791$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.196, p=0.076$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.041, p=0.420$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.009, p=0.704$ ), Cu ( $R^2_{(1,15)}=0.027, p=0.529$ ), Fe ( $R^2_{(1,16)}=0.077, p=0.265$ ), THg ( $R^2_{(1,17)}=0.068, p=0.280$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.142, p=0.123$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.143, p=0.122$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.045, p=0.416$ ).

Pour le coefficient K, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.193, p=0.068$ ), Co ( $R^2_{(1,13)}=0.001, p=0.899$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.063, p=0.313$ ), Cu ( $R^2_{(1,15)}=0.062, p=0.334$ ), Fe ( $R^2_{(1,15)}=0.163, p=0.108$ ), THg ( $R^2_{(1,17)}<0.0001, p=0.987$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.002, p=0.962$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.089, p=0.229$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.029, p=0.516$ ).

Pour le muscle dorsal du Touladi dans le lac Denault, les résultats pour la taille sont : Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.083, p=0.246$ ), Co ( $R^2_{(1,16)}=0.022, p=0.556$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.074, p=0.292$ ), Cu ( $R^2_{(1,15)}=0.010, p=0.698$ ), Fe ( $R^2_{(1,16)}=0.801, p=0.253$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.010, p=0.691$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.065, p=0.306$ ) et Zn ( $R^2_{(1,12)}=0.223, p=0.088$ ).

Pour le poids, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.008, p=0.724$ ), Co ( $R^2_{(1,16)}=0.001, p=0.921$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.050, p=0.386$ ), Cu ( $R^2_{(1,15)}<0.0001, p=0.976$ ), Fe ( $R^2_{(1,16)}=0.037, p=0.446$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.002, p=0.878$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.019, p=0.588$ ) et Zn ( $R^2_{(1,12)}=0.140, p=0.187$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.015, p=0.630$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.052, p=0.380$ ), Fe ( $R^2_{(1,16)}=0.170, p=0.090$ ), Hg ( $R^2_{(1,16)}=0.012, p=0.669$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.048, p=0.383$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.162, p=0.098$ ) et Zn ( $R^2_{(1,12)}=0.006, p=0.797$ ).

Pour le K, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.106, p=0.187$ ), Co ( $R^2_{(1,16)}=0.116, p=0.166$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.0002, p=0.955$ ), Cu ( $R^2_{(1,15)}=0.120, p=0.173$ ), Fe ( $R^2_{(1,16)}=0.008, p=0.720$ ), THg ( $R^2_{(1,16)}=0.001, p=0.904$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.010, p=0.693$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.169, p=0.090$ ) et Zn ( $R^2_{(1,12)}=0.056, p=0.414$ ).

Pour le grand corégone, les résultats des tests non-significatifs entre les métaux et le foie du grand corégone dans le lac Annabel sont répertoriés ici. Pour la taille, Cd ( $R^2_{(1, 20)} = 0.009, p = 0.6763$ ), Cr ( $R^2_{(1, 20)} = 0.001, p = 0.955$ ), Cu ( $R^2_{(1, 20)} = 0.001, p = 0.955$ ), Fe ( $R^2_{(1, 20)} = 0.001, p = 0.955$ ), Hg ( $R^2_{(1, 20)} = 0.001, p = 0.955$ ), Pb ( $R^2_{(1, 20)} = 0.001, p = 0.955$ ), Se ( $R^2_{(1, 20)} = 0.001, p = 0.955$ ) et Zn ( $R^2_{(1, 20)} = 0.001, p = 0.955$ ).

( $R^2_{(1,20)} = 0.113$ ,  $p = 0.126$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)} = 0.120$ ,  $p=0.115$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)} = 0.069$ ,  $p=0.292$ ), THg ( $R^2_{(1,17)} = 0.1617$ ,  $p=0.088$ ), Se ( $R^2_{(1,20)} = 0.035$ ,  $p=0.406$ ) et Zn ( $R^2_{(1,20)} = 0.134$ ,  $p=0.094$ ).

Pour le poids, Cd ( $R^2_{(1,20)} = 0.001$ ,  $p=0.897$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)} = 0.087$ ,  $p=0.182$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)} = 0.063$ ,  $p=0.261$ ), Hg ( $R^2_{(1,18)} = 0.085$ ,  $p= 0.213$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)} = 0.066$ ,  $p= 0.303$ ), Se ( $R^2_{(1,20)} = 0.006$ ,  $p=0.728$ ) et Zn ( $R^2_{(1,20)} = 0.177$ ,  $p=0.0512$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,20)} = 0.007$ ,  $p=0.721$ ), Co ( $R^2_{(1,20)} = 0.009$ ,  $p=0.664$ ), Fe ( $R^2_{(1,15)} = 0.074$ ,  $p=0.293$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)} = 0.002$ ,  $p=0.865$ ).

Pour le coefficient K, Cd ( $R^2_{(1,20)}=0.0015$ , $p=0.863$ ), Co ( $R^2_{(1,20)}=0.122$ , $p=0.111$ ), Cr ( $R^2_{(1,20)}=0.092$ , $p=0.169$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)}=0.011$ , $p=0.645$ ), THg ( $R^2_{(1,18)}=0.322$ , $p=0.577$ ), Pb ( $R^2_{(1,16)}=0.026$ ,  $p=0.526$ ), Se ( $R^2_{(1,20)}=0.001$ , $p=0.913$ ) et Zn ( $R^2_{(1,20)}=0.014$ , $p=0.598$ ).

Pour les résultats du lac Denault, pour le foie du grand corégone, les résultats sont ici. Pour la taille, Co ( $R^2_{(1,17)} = 0.194$ ,  $p=0.060$ ), Cr ( $R^2_{(1,19)} = 0.061$ ,  $p=0.280$ ) et Cu ( $R^2_{(1,17)} = 0.193$ ,  $p=0.060$ ).

Pour le poids, Co ( $R^2_{(1,17)} = 0.178$ ,  $p=0.071$ ), Cr ( $R^2_{(1,17)} = 0.017$ ,  $p=0.600$ ) et Zn ( $R^2_{(1,17)} = 0.209$ ,  $p=0.051$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,17)} = 0.009$ ,  $p=0.701$ ), Co ( $R^2_{(1,17)} = 0.060$ ,  $p=0.311$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.087$ , $p=0.250$ ), Cu ( $R^2_{(1,17)} = 0.052$ ,  $p=0.348$ ), Fe ( $R^2_{(1,16)} = 0.024$ ,  $p=0.542$ ), THg ( $R^2_{(1,14)} = 0.056$ ,  $p=0.376$ ), Pb ( $R^2_{(1,17)} = 0.568$ ,  $p=0.064$ ), Se ( $R^2_{(1,17)} = 0.000$ ,  $p=0.942$ ) et Zn ( $R^2_{(1,17)} = 0.129$ ,  $p=0.131$ ).

Pour le coefficient K, Cd ( $R^2_{(1,17)}=0.0002$ , $p=0.944$ ), Co ( $R^2_{(1,17)}=0.036$ , $p=0.436$ ), Cu ( $R^2_{(1,17)}=0.050$ , $p=0.359$ ), Fe ( $R^2_{(1,16)}=0.030$ , $p=0.495$ ), THg ( $R^2_{(1,14)}=0.056$ , $p=0.379$ ), Pb ( $R^2_{(1,17)}=0.013$ , $p=0.645$ ), Se ( $R^2_{(1,17)}=0.001$ , $p=0.896$ ) et Zn ( $R^2_{(1,17)}=0.040$ , $p=0.410$ ).

Pour le muscle dorsal du grand corégone du lac Annabel, les résultats sont les suivants. Pour la taille, Cd ( $R^2_{(1,19)}=0.069$ , $p=0.250$ ), Cr ( $R^2_{(1,18)}=0.075$ , $p=0.243$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)}= <0.0001$ ,  $p=0.969$ ), THg ( $R^2_{(1,19)}=0.097$ ,  $p=0.169$ ), Pb ( $R^2_{(1,19)}=0.152$ , $p=0.081$ ), Se ( $R^2_{(1,19)}= <0.0001$ , $p=0.990$ ) et Zn ( $R^2_{(1,17)}=0.077$ , $p=0.785$ ).

Pour le poids, Cd ( $R^2_{(1,19)}=0.041$ , $p=0.381$ ), Co ( $R^2_{(1,19)}=0.173$ , $p=0.130$ ), Cr ( $R^2_{(1,15)}=0.004$ , $p=0.810$ ), Cu ( $R^2_{(1,19)}=0.179$ , $p=0.056$ ), Fe ( $R^2_{(1,20)}=0.001$ , $p=0.886$ ), THg ( $R^2_{(1,19)}=0.0148$ , $p=0.600$ ), Pb ( $R^2_{(1,19)}=0.086$ , $p=0.196$ ), Se ( $R^2_{(1,19)}=0.001$ , $p=0.883$ ) et Zn ( $R^2_{(1,18)}=0.005$ , $p=0.766$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.009$ , $p=0.714$ ), Cr ( $R^2_{(1,14)}=0.244$ , $p=0.052$ ), Cu ( $R^2_{(1,15)}=0.152$ , $p=0.122$ ), Fe ( $R^2_{(1,17)}=0.079$ , $p=0.243$ ), THg ( $R^2_{(1,15)}=0.168$ , $p=0.103$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.079$ , $p=0.260$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.083$ , $p=0.261$ ).

Pour le coefficient K, Cd ( $R^2_{(1,19)}=0.003$ , $p=0.803$ ), Co ( $R^2_{(1,19)}=0.054$ , $p=0.311$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.126$ , $p=0.149$ ), Cu ( $R^2_{(1,19)}=0.024$ , $p=0.499$ ), Fe ( $R^2_{(1,19)}=0.0144$ , $p=0.604$ ), THg ( $R^2_{(1,19)}=0.008$ , $p=0.697$ ), Pb ( $R^2_{(1,19)}=0.065$ , $p=0.262$ ), Se ( $R^2_{(1,19)}=0.015$ , $p=0.603$ ) et Zn ( $R^2_{(1,18)}=0.059$ , $p=0.302$ ).

Pour le muscle dorsal du grand corégone venant du lac Denault, les résultats sont les prochains. Pour la taille, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.107$ , $p=0.186$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.013$ , $p=0.647$ ), Hg ( $R^2_{(1,20)}=0.145$ , $p=0.081$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.056$ , $p=0.332$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.006$ , $p=0.760$ ).

Pour le poids, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.182$ , $p=0.078$ ), Co ( $R^2_{(1,13)}=0.220$ , $p=0.078$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.012$ , $p=0.672$ ), Fe ( $R^2_{(1,14)}=0.137$ , $p=0.158$ ), THg ( $R^2_{(1,20)}=0.150$ , $p=0.075$ ), Se ( $R^2_{(1,16)}=0.111$ , $p=0.177$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.004$ , $p=0.804$ ).

Pour le HSI, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.105$ ,  $p=0.1897$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.066$ , $p=0.302$ ), Cu ( $R^2_{(1,13)}=0.175$ , $p=0.121$ ), Fe ( $R^2_{(1,14)}=0.120$ , $p=0.189$ ), THg ( $R^2_{(1,20)}=0.000$ , $p=0.925$ ), Se ( $R^2_{(1,13)}=0.093$ , $p= 0.268$ ) et Zn ( $R^2_{(1,15)}=0.001$ , $p=0.916$ ).

Pour le coefficient K, Cd ( $R^2_{(1,16)}=0.142$ , $p=0.124$ ), Co ( $R^2_{(1,12)}=0.207$ , $p=0.103$ ), Cr ( $R^2_{(1,16)}=0.126$ , $p=0.149$ ), Cu ( $R^2_{(1,11)}=0.067$ , $p=0.394$ ), THg ( $R^2_{(1,20)}=0.092$ , $p=0.170$ ) et Se ( $R^2_{(1,13)}=0.003$ , $p=0.836$ ).

## Bibliographie

- Abdel-Hameid, N. H. (2009). A Protective Effect of Calcium Carbonate Against Arsenic Toxicity of the Nile Catfish, *Clarias gariepinus*. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 9(2).
- Agusa, T., Kunito, T., Yasunaga, G., Iwata, H., Subramanian, A., Ismail, A., & Tanabe, S. (2005). Concentrations of trace elements in marine fish and its risk assessment in Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 51(8), 896-911.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.007>
- Allan, R. J. (1995). Impact of Mining Activities on the Terrestrial and Aquatic Environment with Emphasis on Mitigation and Remedial Measures. In U. Förstner, W. Salomons, & P. Mader (Éds.), *Heavy Metals : Problems and Solutions* (p. 119-140). Springer.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-642-79316-5\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-642-79316-5_8)
- Al-Yousuf, M. H., El-Shahawi, M. S., & Al-Ghais, S. M. (2000). Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Science of The Total Environment*, 256(2), 87-94. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00363-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00363-0)
- Amundsen, P.-A., Kashulin, N. A., Terentjev, P., Gjelland, K. Ø., Koroleva, I. M., Dauvalter, V. A., Sandimirov, S., Kashulin, A., & Knudsen, R. (2011). Heavy metal contents in whitefish (*Coregonus lavaretus*) along a pollution gradient in a subarctic watercourse. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1), 301-316.  
<https://doi.org/10.1007/s10661-011-1877-1>
- Atwell, L., Hobson, K. A., & Welch, H. E. (1998). Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web : Insights from stable nitrogen isotope analysis.

*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(5), 1114-1121.

<https://doi.org/10.1139/f98-001>

Audet, D., & Couture, P. (2003). Seasonal variations in tissue metabolic capacities of yellow perch (*Perca flavescens*) from clean and metal-contaminated environments.

*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(3), 269-278.

<https://doi.org/10.1139/f03-020>

Bernatchez, L., & Giroux, M. (2012). *Les poissons d'eau douce du Québec*.

Berntssen, M. H. G., Aatland, A., & Handy, R. D. (2003). Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquatic Toxicology*, 65(1), 55-72. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(03\)00104-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(03)00104-8)

Biays, P. (1960). Quelques travaux et documents concernant le Bouclier canadien. *Norois*, 25(1), 13-31. <https://doi.org/10.3406/noroi.1960.1289>

Brisson, G., Morin Boulais, C., Doyon, S., & Bouchard-Bastien, E. (2017). Une difficile prise en compte des changements sociaux en milieu minier nordique : Le cas de Malartic (Québec). *Recherches sociographiques*, 58(2), 387-413. <https://doi.org/10.7202/1042168ar>

Bruslé, J., & Anadon, G. G. i. (1996). The Structure and Function of Fish Liver. In *Fish Morphology*. Routledge.

Canli, M., & Atli, G. (2003). The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*, 121(1), 129-136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X)

- Castro-González, M. I., & Méndez-Armenta, M. (2008). Heavy metals : Implications associated to fish consumption. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 26(3), 263-271. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2008.06.001>
- Centre de Recherche sur le Développement durable du Nord. (2021). *MOOC Northern Quebec : Issues, Spaces and Cultures ,Module 2 : Territory and Human Occupation*.
- Chételat, J., Amyot, M., Arp, P., Blais, J. M., Depew, D., Emmerton, C. A., Evans, M., Gamberg, M., Gantner, N., Girard, C., Graydon, J., Kirk, J., Lean, D., Lehnherr, I., Muir, D., Nasr, M., J. Poulain, A., Power, M., Roach, P., ... van der Velden, S. (2015). Mercury in freshwater ecosystems of the Canadian Arctic : Recent advances on its cycling and fate. *Science of The Total Environment*, 509-510, 41-66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.151>
- Cizdziel, J. V., Hinnert, T. A., Pollard, J. E., Heithmar, E. M., & Cross, C. L. (2002). Mercury Concentrations in Fish from Lake Mead, USA, Related to Fish Size, Condition, Trophic Level, Location, and Consumption Risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 43(3), 0309-0317. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-1191-6>
- Couture, P., Busby, P., Gauthier, C., Rajotte, J. W., & Pyle, G. G. (2008). Seasonal and Regional Variations of Metal Contamination and Condition Indicators in Yellow Perch (*Perca flavescens*) along Two Polymetallic Gradients. I. Factors Influencing Tissue Metal Concentrations. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 14(1), 97-125. <https://doi.org/10.1080/10807030701790330>
- Couture, P., & Pyle, G. (2008). Live Fast and Die Young : Metal Effects on Condition and Physiology of Wild Yellow Perch from along Two Metal Contamination Gradients. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 14(1), 73-96. <https://doi.org/10.1080/10807030701790322>

- Couture, P., & Rajotte, J. W. (2003). Morphometric and metabolic indicators of metal stress in wild yellow perch (*Perca flavescens*) from Sudbury, Ontario : A review. *Journal of Environmental Monitoring*, 5(2), 216-221. <https://doi.org/10.1039/B210338A>
- Croteau, M.-N., Luoma, S. N., & Stewart, A. R. (2005). Trophic transfer of metals along freshwater food webs : Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography*, 50(5), 1511-1519. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1511>
- Crump, K. L., & Trudeau, V. L. (2009). Mercury-induced reproductive impairment in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(5), 895-907. <https://doi.org/10.1897/08-151.1>
- DeJong, R. (2017). *Life history characteristics of Lake Whitefish (Coregonus clupeaformis), Cisco (Coregonus artedii), and Northern Pike (Esox lucius) in rivers of the Hudson Bay Lowlands*. <https://uwspace.uwaterloo.ca/handle/10012/11891>
- Eastwood, S., & Couture, P. (2002). Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca flavescens*) from a metal-contaminated environment. *Aquatic Toxicology*, 58(1), 43-56. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00218-1](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00218-1)
- Fang, T., Lu, W., Cui, K., Li, J., Yang, K., Zhao, X., Liang, Y., & Li, H. (2019). Distribution, bioaccumulation and trophic transfer of trace metals in the food web of Chaohu Lake, Anhui, China. *Chemosphere*, 218, 1122-1130. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.107>
- Farrell, A. P., Eliason, E. J., Sandblom, E., & Clark, T. D. (2009). Fish cardiorespiratory physiology in an era of climate changeThe present review is one of a series of occasional review articles that have been invited by the Editors and will feature the

- broad range of disciplines and expertise represented in our Editorial Advisory Board.
- Canadian Journal of Zoology*, 87(10), 835-851. <https://doi.org/10.1139/Z09-092>
- Furness, R. W., & Rainbow, P. S. (Éds.). (2017). *Heavy Metals in the Marine Environment*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781351073158>
- Garcia, E., & Carignan, R. (1999). Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(2), 339-345. <https://doi.org/10.1139/f98-164>
- Garcia, E., & Carignan, R. (2005). Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire-impacted Canadian Boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(3), 685-693. <https://doi.org/10.1897/04-065R.1>
- Gauthier, C., Campbell, P. G. C., & Couture, P. (2009). Condition and pyloric caeca as indicators of food web effects in fish living in metal-contaminated lakes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(8), 2066-2074. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.08.005>
- Gellert, P. K., & Lynch, B. D. (2003). Mega-projects as displacements\*. *International Social Science Journal*, 55(175), 15-25. <https://doi.org/10.1111/1468-2451.5501002>
- Gh, A. R., & F, S. (2005). *Investigation Of Heavy Metals Accumulation In Muscle Tissue Of Mugil Auratus In Relation To Standard Length, Weight, Age And Sex*. 14(3), 1-18.
- Gouvernement du Québec. (2021). *Choisir le SECTEUR MINIER du Québec*.
- Guilbault, M.-E., & Trudeau, H. (2013). Le Nouveau Cadre Juridique de la Restauration des Sites Miniers au Québec. *Revue du Notariat*, 115, 371.
- Hachimi, M. L. E., Fekhaoui, M., Abidi, A. E., & Rhoujatti, A. (2014). Contamination des sols par les métaux lourds à partir de mines abandonnées : Le cas des mines Aouli-

- Mibladen-Zeïda au Maroc. *Cahiers Agricultures*, 23(3), 213-219 (1).  
<https://doi.org/10.1684/agr.2014.0702>
- Humphrys, G. (1958). Schefferville, Quebec : A New Pioneering Town. *Geographical Review*, 48(2), 151-166. <https://doi.org/10.2307/212128>
- Ikemoto, T., Tu, N. P. C., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B. C., & Takeuchi, I. (2008). Biomagnification of Trace Elements in the Aquatic Food Web in the Mekong Delta, South Vietnam Using Stable Carbon and Nitrogen Isotope Analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(3), 504-515.  
<https://doi.org/10.1007/s00244-007-9058-5>
- Kidd, K. A., Muir, D. C. G., Evans, M. S., Wang, X., Whittle, M., Swanson, H. K., Johnston, T., & Guildford, S. (2012). Biomagnification of mercury through lake trout (*Salvelinus namaycush*) food webs of lakes with different physical, chemical and biological characteristics. *Science of The Total Environment*, 438, 135-143.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.057>
- Laforce, M. (2010). *L'évolution des régimes miniers au Canada : L'émergence de nouvelles formes de régulation et ses implications. Canadian Journal of Development Studies/Revue canadienne d'études du développement* 30(1-2).
- Lambert, Y., & Dutil, J.-D. (1997). Condition and energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*) during the collapse of the northern Gulf of St. Lawrence stock. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(10), 2388-2400.  
<https://doi.org/10.1139/f97-145>
- Laperrière, L., Fallu, M.-A., Hausmann, S., Pienitz, R., & Muir, D. (2008). Paleolimnological evidence of mining and demographic impacts on Lac Dauriat, Schefferville (subarctic

- Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 40(1), 309-324.  
<https://doi.org/10.1007/s10933-007-9162-6>
- Laperrière, L., Pienitz, R., & Fallu, M.-A. (2009). Impacts de l'activité minière et des eaux usées sur la santé du lac Dauriat à Schefferville : Données paléolimnologiques. *Le naturaliste canadien*, 2, 15.
- Lapointe, U. (2010). L'héritage du principe de free mining au Québec et au Canada. *Recherches amérindiennes au Québec*, 40(3), 9-25.  
<https://doi.org/10.7202/1009353ar>
- Larose, C., Canuel, R., Lucotte, M., & Di Giulio, R. T. (2008). Toxicological effects of methylmercury on walleye (*Sander vitreus*) and perch (*Perca flavescens*) from lakes of the boreal forest. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 147(2), 139-149. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.09.002>
- Laurén, D. J., & Wails, D. (1990). Liver Structural Alterations Accompanying Chronic Toxicity in Fishes : Potential Biomarkers of Exposure. In *Biomarkers of Environmental Contamination*. CRC Press.
- Lescord, G. L., Johnston, T. A., Branfireun, B. A., & Gunn, J. M. (2018). Percentage of methylmercury in the muscle tissue of freshwater fish varies with body size and age and among species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(10), 2682-2691.  
<https://doi.org/10.1002/etc.4233>
- Martyniuk Clifford, M. A. (2021). *Assesing the vulnerability of Northern salmonid species to combined metal contamination and high temperature stressors*. 124.
- Martyniuk, M. A. C., Couture, P., Tran, L., Beaupré, L., Urien, N., & Power, M. (2020). A seasonal comparison of trace metal concentrations in the tissues of Arctic charr

- (*Salvelinus alpinus*) in Northern Québec, Canada. *Ecotoxicology*, 29(9), 1327-1346.  
<https://doi.org/10.1007/s10646-020-02248-7>
- Mergler, D., Anderson, H. A., Chan, L. H. M., Mahaffey, K. R., Murray, M., Sakamoto, M., & Stern, A. H. (2007). Methylmercury Exposure and Health Effects in Humans : A Worldwide Concern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(1), 3-11.  
[https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[3:MEAHEI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[3:MEAHEI]2.0.CO;2)
- Mishra, A. K., & Mohanty, B. (2008). Acute toxicity impacts of hexavalent chromium on behavior and histopathology of gill, kidney and liver of the freshwater fish, *Channa punctatus* (Bloch). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 26(2), 136-141.  
<https://doi.org/10.1016/j.etap.2008.02.010>
- Mishra, K. P., Singh, V. K., Rani, R., Yadav, V. S., Chandran, V., Srivastava, S. P., & Seth, P. K. (2003). Effect of lead exposure on the immune response of some occupationally exposed individuals. *Toxicology*, 188(2), 251-259. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(03\)00091-X](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(03)00091-X)
- Mol, J. H., & Ouboter, P. E. (2004). Downstream Effects of Erosion from Small-Scale Gold Mining on the Instream Habitat and Fish Community of a Small Neotropical Rainforest Stream. *Conservation Biology*, 18(1), 201-214.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00080.x>
- Nussey, G., & van Vuren, J. (2006). *Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, Labeo umbratus (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga*. 16.
- Paquette, P. (1984). Industries et politiques minières au Québec, une analyse économique 1896-1975. *Revue d'histoire de l'Amérique française*, 37(4), 573-602.  
<https://doi.org/10.7202/304208ar>

- Petkova, V., Lockie, S., Rolfe, J., & Ivanova, G. (2009). Mining Developments and Social Impacts on Communities : Bowen Basin Case Studies. *Rural Society*, 19(3), 211-228.  
<https://doi.org/10.5172/rsj.19.3.211>
- Pierron, F., Bourret, V., St-Cyr, J., Campbell, P. G. C., Bernatchez, L., & Couture, P. (2009). Transcriptional responses to environmental metal exposure in wild yellow perch (*Perca flavescens*) collected in lakes with differing environmental metal concentrations (Cd, Cu, Ni). *Ecotoxicology*, 18(5), 620-631.  
<https://doi.org/10.1007/s10646-009-0320-7>
- Plum, L. M., Rink, L., & Haase, H. (2010). The Essential Toxin : Impact of Zinc on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(4), 1342-1365. <https://doi.org/10.3390/ijerph7041342>
- Pyle, G. G., Rajotte, J. W., & Couture, P. (2005). Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3), 287-312. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.09.003>
- Radomyski, A., Lei, K., Giubilato, E., Critto, A., Lin, C., & Marcomini, A. (2018). Bioaccumulation of trace metals in aquatic food web. A case study, Liaodong Bay, NE China. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 555-565.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.002>
- Rajotte, J. W., & Couture, P. (2002). Effects of environmental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(8), 1296-1304. <https://doi.org/10.1139/f02-095>
- Reynders, H., Bervoets, L., Gelders, M., De Coen, W. M., & Blust, R. (2008). Accumulation and effects of metals in caged carp and resident roach along a metal pollution gradient.

- Science of The Total Environment*, 391(1), 82-95.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.056>
- Roméo, M., Siau, Y., Sidoumou, Z., & Gnassia-Barelli, M. (1999). Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *Science of The Total Environment*, 232(3), 169-175. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00099-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00099-6)
- Scheuhammer, A. M., Meyer, M. W., Sandheinrich, M. B., & Murray, M. W. (2007). Effects of Environmental Methylmercury on the Health of Wild Birds, Mammals, and Fish. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(1), 12-19.  
[https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[12:EOEMOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:EOEMOT]2.0.CO;2)
- Sherwood, G. D., Rasmussen, J. B., Rowan, D. J., Brodeur, J., & Hontela, A. (2000). Bioenergetic costs of heavy metal exposure in yellow perch (*Perca flavescens*) : In situ estimates with a radiotracer (<sup>137</sup>Cs) technique. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(2), 441-450. <https://doi.org/10.1139/f99-268>
- Shilla, D., Pajala, G., Routh, J., Dario, M., & Kristoffersson, P. (2019). Trophodynamics and biomagnification of trace metals in aquatic food webs : The case of Rufiji estuary in Tanzania. *Applied Geochemistry*, 100, 160-168.  
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.11.016>
- Simard, M. (2018). L'industrie minière au Québec : Situation, tendances et enjeux. *Études canadiennes / Canadian Studies. Revue interdisciplinaire des études canadiennes en France*, 85, 193-217. <https://doi.org/10.4000/eccs.1579>
- Simard, M., & Brisson, C. (2013). L'industrie minière et le développement urbain en milieu nordique : L'exemple de Fermont au Québec. *Cybergeog: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeog.25817>

- Sun, T., Wu, H., Wang, X., Ji, C., Shan, X., & Li, F. (2020). Evaluation on the biomagnification or biodilution of trace metals in global marine food webs by meta-analysis. *Environmental Pollution*, 264, 113856. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113856>
- Surana, R., Gadhia, M., & Ansari, E. (2015). Accumulation of lead in the muscle of brackish water fish (*Boleophthalmus dussumieri*). *Journal of Applied and Natural Science*, 7(2), 662-665. <https://doi.org/10.31018/jans.v7i2.663>
- Swanson, H., Gantner, N., Kidd, K. A., Muir, D. c. g., & Reist, J. D. (2011). Comparison of mercury concentrations in landlocked, resident, and sea-run fish (*Salvelinus* spp.) from Nunavut, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(6), 1459-1467. <https://doi.org/10.1002/etc.517>
- Swanson, H. K., Kidd, K. A., Babaluk, J. A., Wastle, R. J., Yang, P. P., Halden, N. M., & Reist, J. D. (2010). Anadromy in Arctic populations of lake trout (*Salvelinus namaycush*) : Otolith microchemistry, stable isotopes, and comparisons with Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(5), 842-853. <https://doi.org/10.1139/F10-022>
- Templeton, D. M., Ariese, F., Cornelis, R., Danielsson, L.-G., Muntau, H., Leeuwen, H. P. van, & Lobinski, R. (2000). Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). *Pure and Applied Chemistry*, 72(8), 1453-1470. <https://doi.org/10.1351/pac200072081453>
- Villéger, S., Blanchet, S., Beauchard, O., Oberdorff, T., & Brosse, S. (2011). Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(44), 18003-18008. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107614108>

- Wood, C. M. (2011). 1 - An introduction to metals in fish physiology and toxicology : Basic principles. In C. M. Wood, A. P. Farrell, & C. J. Brauner (Éds.), *Fish Physiology* (Vol. 31, p. 1-51). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(11\)31001-1](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(11)31001-1)
- Yi, Y.-J., & Zhang, S.-H. (2012). Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(9), 3989-3996. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0840-1>
- Zhao, L., Yang, F., & Yan, X. (2013). Biomagnification of trace elements in a benthic food web : The case study of Deer Island (Northern Yellow Sea). *Chemistry and Ecology*, 29(3), 197-207. <https://doi.org/10.1080/02757540.2012.753062>
- Zrnčić, S., Oraić, D., Čaleta, M., Mihaljević, Ž., Zanella, D., & Bilandžić, N. (2013). Biomonitoring of heavy metals in fish from the Danube River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), 1189-1198. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2625-x>

## Abstract

Northern Quebec is a vast territory with significant mining resources (Simard, 2018). Consequently, the economic activity of this region is based on mining. However, this activity has many ecological and social-economic impacts. Indeed, the concentrations of trace metals present in mining waste can have negative effects on fish health (Al-Yousuf et al., 2000; Mishra & Mohanty, 2008).

The purpose of this study is to investigate current trace metal contamination at different locations near mining operations, to examine the extent to which gradients in environmental metal contamination are reflected in fish tissue uptake, and to investigate the impact of metals on the health of salmonids. The concentrations of the metals Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Pb, Se and Zn in the liver and muscle of *Salvelinus namaycush*, *Coregonus clupeaformis* and *Prosopium cylindraceum* will be studied using ICP-MS, ICP-OES and DMA in a reference lake and a contaminated lake in Northern Quebec.

The concentrations in the liver and muscle of the fish from the contaminated lake are higher than in the reference lake. Concentrations inside the liver are higher than in the muscle. *Salvelinus namaycush*, the species at the top of the food web, contains higher concentrations of Cu, Fe, THg and Se. Significant relationships have been demonstrated between trace metals and size and weight. As these biological variables increase, so does the concentration of metals, especially THg. THg concentrations in all fish exceeded the Canadian government threshold.



POLYTECH<sup>®</sup>  
TOURS

35 ALLÉE FERDINAND DE LESSEPS  
37200 TOURS

Mathilde Olivier  
2021-2022

## Évaluation de la vulnérabilité des espèces de salmonidés du Nord-du-Québec aux métaux traces

### Résumé :

Le Nord-du-Québec est un vaste territoire regorgeant de ressources minières importantes (Simard, 2018). Par conséquent, l'activité économique de cette région repose sur l'exploitation minière. Or, cette activité a de nombreux impacts écologiques et sociaux-économiques. En effet, les concentrations de métaux traces présents dans les déchets miniers peuvent avoir des effets négatifs sur la santé des poissons (Al-Yousuf et al., 2000; Mishra & Mohanty, 2008).

Le but de cette étude consiste alors à étudier la contamination actuelle des métaux traces sur différentes localisations situées près des exploitations minières, d'examiner dans quelle mesure les gradients de contamination de l'environnement par les métaux se reflètent dans l'absorption des tissus des poissons et d'étudier l'impact des métaux sur la santé des salmonidés. Les concentrations du foie et du muscle de *Salvelinus namaycush*, *Coregonus clupeaformis* et *Prosopium cylindraceum* des métaux Cd, Co, Cr, Cu, Fe, THg, Pb, Se et Zn seront étudiées à l'aide de l'ICP-MS, ICP-OES et du DMA au sein d'un lac de référence et d'un lac contaminé du Nord-du-Québec.

Les concentrations du foie et du muscle des poissons issus du lac contaminés sont supérieures à celles du lac de référence. Les concentrations à l'intérieur du foie sont plus importantes que dans le muscle. *Salvelinus namaycush*, espèce à la tête du réseau trophique, contient des concentrations plus élevées en Cu, Fe, THg et Se. Des relations significatives ont été démontrées entre les métaux traces et la taille et le poids. Quand ces variables biologiques augmentent, la concentration des métaux aussi surtout pour le THg. Les concentrations en THg de tous les poissons dépassent celle du seuil fixé par le gouvernement canadien.

Mots Clés : métaux traces, salmonidés, mines, contamination, Nord-du-Québec

INRS :

490 Rue de la Couronne, G1K 9A9  
Québec, Canada

Tuteur entreprise :  
Patrice Couture  
Professeur

Tuteur académique :  
Catherine Boisneau