



## Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic



## Évaluation du risque écotoxicologique associé à la contamination des sédiments de la rivière Chaudière

Québec 

### **Coordination et rédaction**

Cette publication a été réalisée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Elle s'inscrit dans le plan d'action du MDDELCC relativement au déversement de pétrole dans la rivière Chaudière survenu le 6 juillet 2013, lors de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic.

### **Renseignements**

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le Centre d'information du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Téléphone : 418 521-3830  
1 800 561-1616 (sans frais)

Télécopieur : 418 646-5974  
Courriel : [info@mddelcc.gouv.qc.ca](mailto:info@mddelcc.gouv.qc.ca)  
Internet : [www.mddelcc.gouv.qc.ca](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca)

### **Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques**

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec  
2700, rue Einstein  
Québec (Québec) G1P 3W8  
Téléphone : 418 643-1301

Ou

Visitez notre site Web :  
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/lac-megantic/chaudiere.htm>

### **Référence à citer**

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2015. Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Évaluation du risque écotoxicologique associé à la contamination des sédiments de la rivière Chaudière. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 46 pages + annexes. ISBN 978-2-550-73936-4

Dépôt légal – 2015  
Bibliothèque et Archives nationales du Québec  
ISBN 978-2-550-73936-4 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec - 2015

## ÉQUIPE DE RÉALISATION

### Rédaction

Mélanie Desrosiers<sup>1</sup>, Ph. D., écotoxicologue  
Gaëlle Triffault-Bouchet<sup>1</sup>, Ph. D., écotoxicologue

### Responsable des campagnes d'échantillonnage

Mélanie Desrosiers<sup>1</sup>, Ph. D., écotoxicologue  
Lyne Pelletier<sup>2</sup>, M. Sc., biologiste  
Yvon Richard<sup>2</sup>, M. Sc., biologiste  
Sylvain Roy<sup>3</sup>, B. Sc., biologiste

### Responsable des laboratoires d'analyse

Christian Bastien<sup>1</sup>, M.Sc., biologiste  
Paule-Émilie Groleau<sup>1</sup>, Ph. D., chimiste  
Christian Deblois<sup>1</sup>, M.Sc., chimiste  
Jean-Pierre Blouin<sup>1</sup>, M.Sc., chimiste  
Patrice Couture<sup>4</sup>, Ph. D., professeur, écotoxicologue  
Sébastien Sauvée<sup>5</sup>, Ph. D., professeur chimie  
environnementale

### Révision

David Berryman<sup>2</sup>, M. Sc., biologiste  
Frédéric Dechamplain<sup>3</sup>, M. Sc.  
Pierre Michon<sup>6</sup>, M. Env., Biologiste  
Lyne Pelletier<sup>2</sup>, M. Sc., biologiste  
Yvon Richard<sup>2</sup>, M. Sc., biologiste

### Révision linguistique/mise en page

Vicky Gagnon<sup>1</sup>, agente de secrétariat  
Maryse Gaouette, réviseure

---

<sup>1</sup> Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec;

<sup>2</sup> Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement;

<sup>3</sup> Ministère des Forêts, de la faune et des Parcs, Direction des opérations régionales faune Estrie-Montréal-Montérégie

<sup>4</sup> INRS – Centre Eau Terre Environnement

<sup>5</sup> Université de Montréal, Département de chimie

<sup>6</sup> Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques Direction des évaluations environnementales des projets hydriques et industriels

## **MISE EN CONTEXTE**

Le 6 juillet 2013, un train de 72 wagons transportant 7 679 millions de litres de pétrole brut a déraillé dans le centre-ville de Lac-Mégantic. Un incendie s'est déclaré, provoquant des explosions ainsi que l'émission et le déversement de pétrole et d'autres contaminants dans l'environnement. Des quelque six millions de litres de pétrole déversés ou brûlés, il a été estimé qu'environ cent mille litres se sont déversés dans la rivière Chaudière, dont la tête est située à Lac-Mégantic.

Au cours de l'été et de l'automne 2013, des équipes ont été mises à pied d'œuvre pour nettoyer le littoral et, autant que possible, le fond de la rivière, par des méthodes manuelles. Au cours de la même période, un grand nombre d'observations visuelles et de nombreux échantillonnages ont été réalisés pour évaluer le niveau et l'étendue de la contamination du milieu par le pétrole et ses produits dérivés.

En janvier 2014, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a demandé au Comité expert sur la rivière Chaudière de dégager un état de situation du cours d'eau sur la base des résultats obtenus en 2013, de déterminer les impacts potentiels sur l'écosystème et d'élaborer un plan de gestion de la contamination résiduelle. Le plan proposé par le Comité expert a été adopté par le Ministère et rendu public le 12 mai 2014.

Le plan de gestion de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière (MDDELCC, 2014) vise cinq objectifs et comprend quatorze projets. Ce rapport présente les résultats du projet 3.1 – Évaluation du risque écotoxicologique associé à la contamination des sédiments. Il s'agit du rapport final de ce projet.

## TABLE DES MATIÈRES

Mise en contexte	iv
Table des matières	v
Liste des figures	viii
<b>1. INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
1.1 L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) - Définition	1
1.2 Procédure d'ERE retenue pour le cas des sédiments de la rivière Chaudière	2
1.3 Formulation du problème	4
1.4 Définition du modèle conceptuel	4
1.4.1 Les sources d'exposition	5
1.4.2 Les récepteurs écologiques	5
1.4.3 Les voies d'exposition	6
1.4.4 Les effets appréhendés	6
<b>2. MÉTHODOLOGIE</b>	<b>7</b>
2.1 Évaluation de l'exposition	7
2.1.1 Évaluation de la contamination chimique des sédiments	7
2.1.2 Évaluation de la bioaccumulation des contaminants dans les poissons	8
2.2 Évaluation des effets	9
2.2.1 Évaluation de la toxicité des sédiments	9
2.2.2 Évaluation de la santé des communautés <i>in situ</i>	12
2.3 Évaluation du risque écotoxicologique	13
2.3.1 Comparaison aux critères de qualité des sédiments applicables à la gestion de la Chaudière	13
2.3.2 Bioaccumulation des contaminants dans les tissus des poissons	14
2.3.3 Effet toxique des sédiments	14
2.3.4 Effets des sédiments sur les communautés	15

2.3.5	Identification d'un risque écotoxicologique	15
<b>3.</b>	<b>ÉVALUATION DE L'EXPOSITION ET DES EFFETS</b>	<b>17</b>
<b>3.1</b>	<b>Contamination des sédiments</b>	<b>17</b>
3.1.1	Granulométrie des sédiments et contenu en carbone organique total	17
3.1.2	Hydrocarbures pétroliers C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub>	18
3.1.3	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	19
3.1.4	Métaux	20
3.1.5	Dioxines, furanes et composés perfluorés	22
<b>3.2</b>	<b>Bioaccumulation des contaminants dans les poissons</b>	<b>22</b>
3.2.1	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	22
3.2.2	Composés perfluorés et polyfluoroalkylés	24
<b>3.3</b>	<b>Toxicité des sédiments</b>	<b>26</b>
3.3.1	<i>Chironomus riparius</i> et <i>Hyaella azteca</i>	26
3.3.2	Œufs de ménés à grosse tête et de truites brunes	28
<b>3.4</b>	<b>Effets sur les communautés</b>	<b>30</b>
3.4.1	Les communautés de macroinvertébrés benthiques	30
3.4.2	Les communautés de poissons	32
<b>4.</b>	<b>EVALUATION DU RISQUE ECOTOXICOLOGIQUE</b>	<b>34</b>
<b>4.1</b>	<b>Évaluation de l'exposition</b>	<b>34</b>
<b>4.2</b>	<b>Évaluation des effets</b>	<b>35</b>
4.2.1	Évaluation de la toxicité des sédiments	35
4.2.2	Évaluation des effets du pétrole résiduel sur les communautés	37
<b>4.3</b>	<b>Évaluation du risque écotoxicologique</b>	<b>37</b>
<b>5.</b>	<b>ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE L'ERE</b>	<b>40</b>
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONS</b>	<b>41</b>
<b>7.</b>	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>42</b>

<b>Annexe 1 : Résultats de la caractérisation physico-chimique des sédiments</b>	<b>47</b>
<b>Annexe 2 : Concentration (minimum – maximum) des hap et des dérivés alkylés qui présentent des différences significatives entre les classes de qualité basées sur les concentrations d’hydrocarbure C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>.</b>	<b>52</b>
<b>Annexe 3 : Concentrations de HAP dans la chair, le foie et les viscères de poissons capturés dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière en 2011, EN 2013 et EN 2014.</b>	<b>53</b>
<b>Annexe 4 : Bilan des résultats utilisé pour établir le tableau du poids de la preuve (les résultats en blanc ou en rouge représentent des effets significatifs).</b>	<b>57</b>

## LISTE DES FIGURES

Figure 1 :	Cadre général d'une démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (adapté de USEPA, 1998) .....	2
Figure 2 :	Démarche d'évaluation du risque écotoxicologique retenue pour l'évaluation .....	3
Figure 3 :	Modèle conceptuel générique utilisé pour évaluer le risque écotoxicologique associé aux sédiments contaminés par les hydrocarbures pétroliers, à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic .....	5
Figure 4 :	a) Larve de <i>Chironomus riparius</i> ; b) Femelle adulte de <i>Hyalella azteca</i> .....	10
Figure 5 :	Méné à grosse tête <i>Pimephales promelas</i> , mâle (haut) et femelle (bas) (Source : exoxiste.com) .....	11
Figure 6 :	Truite brune <i>Salmo trutta</i> (© Sentier Chasse-Pêche, Source : La grande encyclopédie de la pêche).....	11
Figure 7 :	Schéma du montage expérimental utilisé pour les expositions des œufs aux sédiments .....	12
Figure 8 :	Diagramme ternaire sable-limon-argile (Shepard, 1954), permettant de définir les textures sédimentaires, présentant la granulométrie des sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière .....	17
Figure 9 :	Corrélation entre la concentration d'hydrocarbures pétroliers C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> et le pourcentage de carbone organique total dans les sédiments de la rivière Chaudière (n=20; r <sup>2</sup> = 0,86; p < 0,0001) .....	19
Figure 10 :	Corrélation entre la concentration de HAP totaux et d'hydrocarbures pétroliers C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> dans les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière (n=20; r <sup>2</sup> = 0,99; p < 0,0001).....	20
Figure 11 :	Corrélation entre les concentrations de soufre total et d'hydrocarbures pétroliers C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> dans les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière (n=20; r <sup>2</sup> = 0,96; p < 0,0001).....	21
Figure 12 :	Concentrations totales des 29 HAP mesurés dans les muscles, les viscères ou les foies des meuniers noirs (n=1), des achigans à petite bouche (n=1) et des touladis (n=1) échantillonnés en 2013 et en 2014, au pied du barrage de Lac-Mégantic .....	23
Figure 13 :	Concentrations totales des 29 HAP mesurés dans les muscles et les viscères des meuniers noirs échantillonnés en 2013 (n=1) et en 2014 (n=3) au PK 15 .....	23
Figure 14 :	Concentration totale des 48 HAP mesurés dans les homogénats des naseux des rapides et des ménés bec-de-lièvre échantillonnés en 2014 dans la rivière Chaudière .....	24
Figure 15 :	Concentrations moyennes (± écart type) de PFOS et de la sommation des composés polyfluoroalkylés PFAS dans les muscles des meuniers noirs prélevés à l'été 2013 dans le lac Mégantic (n=3), dans la passe migratoire au pied du barrage (n=6), ainsi qu'au PK 1 (n=4) et au PK 15 (n=7). Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes. ....	25

Figure 16 :	Concentration des composés polyfluoroalkylés émergents dans les viscères des meuniers noirs prélevés en 2011 (n=8), en 2013 (n=14) et en 2014 (n=8) dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière .....	26
Figure 17 :	Exemples des malformations observées durant cette étude. A : larve normale de méné à grosse tête; B : lordose chez le méné à grosse tête; C : scoliose chez le méné à grosse tête; D : truite brune normale E : lordose chez la truite brune; F : scoliose chez la truite brune (tiré de Gauthier et Couture, 2015).....	29
Figure 18 :	Incidence de scoliose (haut) et de lordose (bas) chez les larves de truite brune (n=5 pour chaque station) Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange; adapté de Gauthier et Couture (2015). Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes. ....	29
Figure 19 :	Variation de l'ISB <sub>SurVol</sub> obtenu à l'automne 2013 et 2014 dans la rivière Chaudière, en fonction de la distance du barrage de Lac-Mégantic, et aux stations des rivières de référence (la ligne bleu correspond à la valeur seuil de bon état et la ligne rouge au seuil d'état précaire) .....	32
Figure 20 :	Pourcentage de poissons de la communauté piscicole de la rivière Chaudière affecté par les différents types d'anomalies corporelles recensées en 2014 (figure tirée de MDDELCC, 2015a) .....	33
Figure 21 :	Mortalité moyenne ( $\pm$ écart type) de <i>Chironomus riparius</i> et <i>Hyalella azteca</i> en fonction des classes de qualité des sédiments, basées sur l'ensemble des contaminants mesurés (Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes.).....	36
Figure 22 :	Temps d'éclosion moyen ( $\pm$ écart type) (A) et incidence de scoliose (B) chez les truites brunes ( <i>Salmo trutta</i> ) exposées aux sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière (Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes.).....	36

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Méthodes analytiques utilisées pour caractériser les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière .....	7
Tableau 2 : Concentration en hydrocarbures pétroliers C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> dans les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière et classes de qualité correspondantes (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange) .....	18
Tableau 3 : Concentrations des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange).....	19
Tableau 4 : Concentration minimale et maximale pour les métaux qui présentent des différences significatives entre les classes de qualité (1, 2 et 3), établies à l'aide des concentrations d'hydrocarbures pétroliers C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> .....	20
Tableau 5 : Concentration moyenne ± écart type (nombre de poissons) des composés perfluorés dans les muscles et les viscères des meuniers noirs prélevés en 2011, en 2013 et en 2014 dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière .....	25
Tableau 6 : Synthèse des résultats (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange).....	28
Tableau 7 : Abondance relative moyenne des macroinvertébrés benthiques présents dans les sédiments contaminés par hydrocarbures pétroliers (C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> ) dans la rivière Chaudière (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange).....	31
Tableau 8 : Classement des sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière selon la concentration en hydrocarbures pétroliers C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> , en HAP ainsi que le classement final selon le paramètre chimique le plus déclassant (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange).....	35
Tableau 9 : Grille du poids de la preuve en fonction des différents outils utilisés pour l'évaluation du risque écotoxicologique (○ : absence d'effet; ● : effet faible; ●● : effet moyen; ●●● : effet élevé) .....	39

# 1. INTRODUCTION

Les différentes études de caractérisation, réalisées en 2013, ont mis en évidence une contamination importante des sédiments de la haute Chaudière par des hydrocarbures pétroliers (MDDELCC, 2014). Au vu de ces résultats, le Comité expert de la rivière Chaudière a recommandé la réalisation d'études complémentaires : 1) caractérisations chimiques supplémentaires des sédiments; 2) suivi des niveaux de contamination de la chair des poissons présents dans la rivière Chaudière ; 3) caractérisation de la toxicité de ces sédiments, en laboratoire, vis-à-vis des organismes benthiques et des jeunes stades de poissons; et 4) suivi des communautés de benthos et de poissons dans la rivière Chaudière. Le Comité expert a également recommandé la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique (ERE) associé à la contamination résiduelle des sédiments de la rivière Chaudière pour intégrer l'ensemble des résultats obtenus et disposer d'éléments permettant d'appuyer les orientations de gestion des sédiments contaminés qui seront développées pour 2015-2017 (projet 3.1 du Plan de gestion de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière; MDDELCC, 2014).

L'ERE associé à la contamination résiduelle des sédiments de la rivière Chaudière, présentée dans ce document, porte sur le risque associé à la présence des hydrocarbures pétroliers, notamment les C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pour les organismes aquatiques. D'autres contaminants susceptibles d'être présents dans les sédiments ont été intégrés à cette évaluation, en particulier les composés perfluorés qui sont une composante des mousses extinctrices utilisées pour combattre les incendies de carburant. Les effets sur les organismes aquatiques ont été évalués à partir des données générées dans les projets 2.1, 2.2, et 2.3, ainsi qu'à l'aide des études de suivi 5.2, 5.3 et 5.4 du Plan de gestion de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière (MDDELCC, 2014).

## 1.1 L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) - Définition

De manière générale, une ERE a pour objectif d'évaluer le risque associé à une problématique environnementale due à la présence de contaminants dans un milieu, caractérisé par la présence de récepteurs écologiques spécifiques. Ainsi, il s'agit de déterminer l'exposition et les effets biologiques associés à la présence d'un ou plusieurs contaminants, pour plusieurs récepteurs écologiques, afin d'aboutir à la caractérisation du risque écotoxicologique pour le milieu étudié (Figure 1).

Une ERE peut conclure : (1) qu'il y a absence de risque, l'évaluation est alors terminée; (2) que des risques sont suspectés et que des évaluations plus détaillées sont nécessaires; ou (3) que les concentrations de contaminants sont susceptibles de présenter un risque important (CEAEQ, 1998; MDDEFP et EC, 2013). L'ERE permet ainsi de définir les zones potentiellement problématiques en matière de risques pour l'écosystème, généralement à partir de scénarios conservateurs. Les conclusions obtenues peuvent être ensuite utilisées pour définir les modalités de gestion de la contamination.

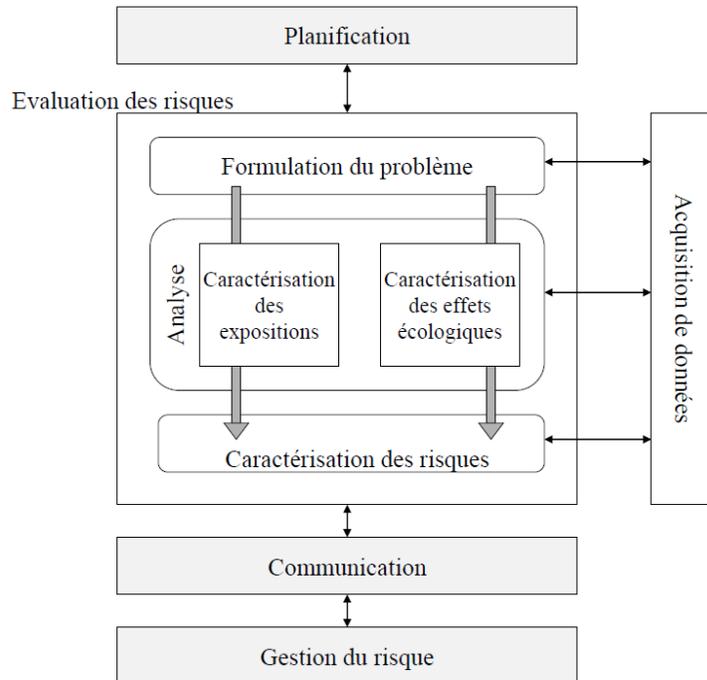


Figure 1 : Cadre général d'une démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (adapté de USEPA, 1998)

## 1.2 Procédure d'ERE retenue pour le cas des sédiments de la rivière Chaudière

De nombreux schémas d'ERE applicables aux sédiments contaminés ont été publiés, que ce soit pour les activités de dragage ou de restauration (Babut et collab., 2006; Chapman et Anderson, 2005; Environnement Canada et Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2007; MDDEFP et EC, 2013). Il est courant d'utiliser des approches d'évaluation du risque écotoxicologique des sédiments contaminés qui prennent en considération plusieurs outils d'évaluation des risques tels que les analyses chimiques, le potentiel de bioaccumulation des contaminants par les organismes aquatiques, les essais de toxicité ou encore la structure des communautés (Chapman, 1990; Chapman et Anderson, 2005; Environnement Canada et Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2007). Ce type d'approche est généralement séquentielle, en débutant par des analyses chimiques et une comparaison à des critères de qualité afin de déterminer s'il est pertinent de poursuivre avec une évaluation des effets sur différents récepteurs écologiques (Environnement Canada et Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2007; Hull et Swanson, 2006). Il est également possible de procéder à une analyse simultanée des résultats obtenus pour chaque outil d'évaluation, et ce, sans attendre les résultats d'une étape avant de passer à la suivante (Karjalainen et collab., 2009; Semenzin et collab., 2007). Cette façon de procéder est celle qui a été priorisée pour l'évaluation du risque de la contamination résiduelle présente dans les sédiments de la rivière Chaudière, à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic. C'est une approche qui permet de documenter un grand nombre d'effets potentiels pour les organismes aquatiques, et ce, plus rapidement qu'une analyse séquentielle.

La Figure 2 présente la démarche de type triade, avec analyse simultanée des résultats obtenus pour chaque outil d'évaluation, retenue pour ce projet. Ainsi, après avoir formulé le problème et défini le modèle conceptuel (Figure 1), l'étape suivante a consisté à évaluer, en parallèle, l'exposition des organismes aquatiques aux contaminants et les effets de ces contaminants sur les invertébrés benthiques et les poissons.

Les deux types d'outils d'évaluation de l'exposition des organismes aquatiques à la contamination résiduelle de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic, présente dans les sédiments, sont les suivants :

- niveaux de contamination des sédiments par les métaux, les hydrocarbures pétroliers (C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> et HAP), les dioxines et furanes et les composés perfluorés;
- bioaccumulation des contaminants dans les tissus biologiques de poissons prélevés dans le milieu.

Les outils d'évaluation des effets de cette contamination pour les invertébrés benthiques et les poissons sont les suivants :

- les critères de qualité disponibles qui sont utilisés pour évaluer les concentrations en contaminants dans les sédiments et les tissus biologiques;
- les essais de toxicité en laboratoire afin de déterminer les effets toxiques létaux et sublétaux des contaminants présents pour des organismes représentatifs du milieu; et
- les études *in situ* sur les communautés de macroinvertébrés et de poissons afin de vérifier si la contamination du milieu a contribué à modifier la structure des communautés.

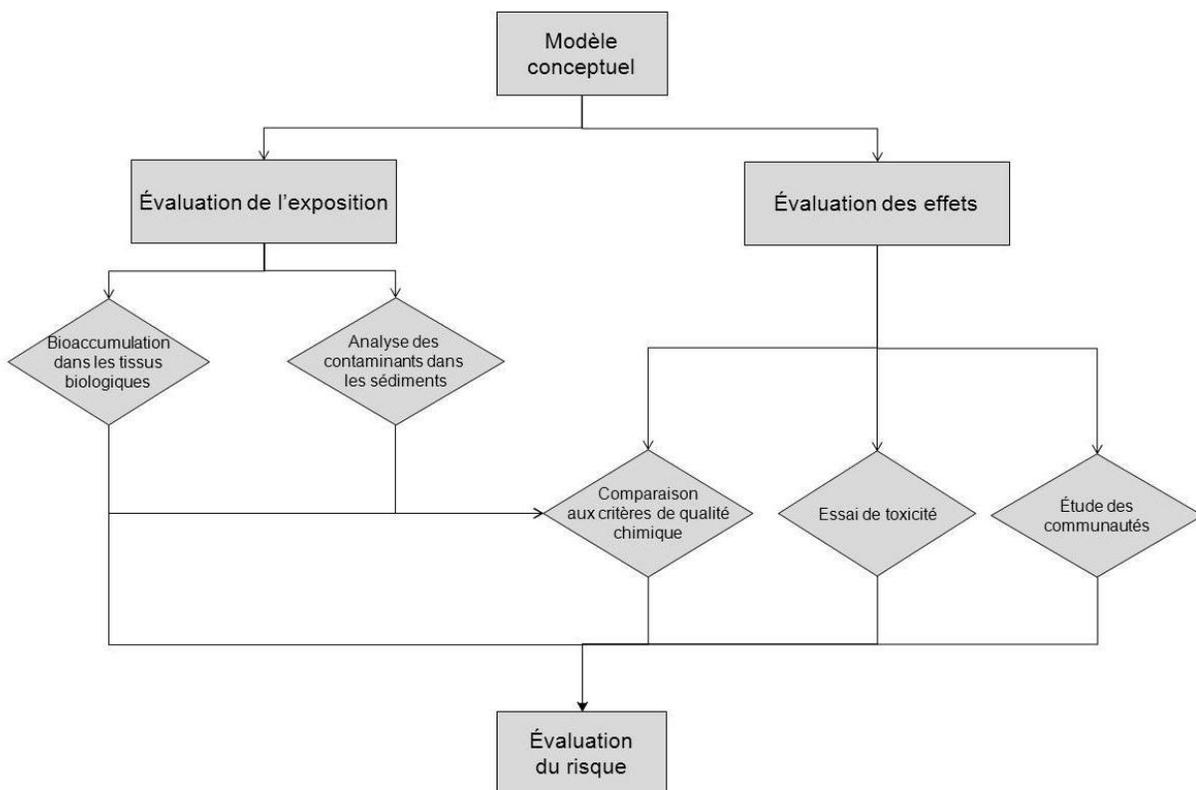


Figure 2 : Démarche d'évaluation du risque écotoxicologique retenue pour l'évaluation des sédiments de la rivière Chaudière

Les sections suivantes décrivent les différentes composantes et étapes de la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique retenue pour évaluer des secteurs de la rivière Chaudière où les sédiments sont contaminés par les hydrocarbures pétroliers issus de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic.

### 1.3 Formulation du problème

La caractérisation des sédiments de la rivière Chaudière réalisée en 2013 a mis en évidence une contamination importante de la haute Chaudière par les hydrocarbures pétroliers, autant par son étendue que par les concentrations mesurées. Sur les 96 échantillons de sédiments prélevés par la firme Golder et associés durant l'été et, surtout, l'automne 2013, les concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> de 53 % des échantillons dépassaient la valeur de référence d'effet chronique de 164 mg/kg et 20 % des échantillons dépassaient aussi la valeur de référence d'effet aigu de 832 mg/kg (MDDELCC, 2014). Les dépassements de critères étaient nombreux dans les 30 premiers kilomètres de la rivière, en aval de Lac-Mégantic. C'est dans ce secteur que les concentrations d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> étaient les plus élevées. Cependant, même dans ce secteur, les concentrations étaient variables : elles fluctuaient depuis des valeurs inférieures aux limites de détection (100 mg/kg) jusqu'à 20 000 mg/kg d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. Notons que la concentration médiane d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> des échantillons prélevés au cours de l'automne 2013, dans les 30 premiers kilomètres de la rivière, était inférieure à la limite de détection de la méthode analytique utilisée et 90 % des résultats d'analyse étaient inférieurs à 669 mg/kg (MDDELCC, 2014). Plus en aval, les dépassements de critères devenaient sporadiques, mais observables jusqu'à proximité du barrage Sartigan.

Les études de caractérisation des sédiments effectuées au cours de l'été 2014 démontrent une diminution des concentrations et de l'étendue de la contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. Cependant, plusieurs zones présentaient encore des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> qui dépassent la valeur de référence d'effet aigu, principalement dans les dix premiers kilomètres de la rivière Chaudière ainsi que dans le lac Mégantic, en bordure du parc des Vétérans. Des dépassements des critères de qualité des sédiments pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont également été observés dans quelques secteurs de la rivière Chaudière, localisés dans les quinze premiers kilomètres, de même que dans les sédiments du lac Mégantic (MDDELCC, 2015b).

Ce constat met en évidence que, dans la rivière Chaudière et dans le lac Mégantic, des sédiments prélevés en 2014 sont caractérisés par des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ou en HAP susceptibles de présenter un risque pour les organismes aquatiques.

### 1.4 Définition du modèle conceptuel

Le modèle conceptuel est une représentation schématique et simplifiée de l'écosystème à l'étude. Il inclut les processus chimiques, physiques et biologiques qui déterminent la transformation des contaminants, ainsi que leur transport depuis la source de contamination jusqu'aux récepteurs écologiques. Cette étape est essentielle à la détermination des voies d'exposition et des réponses écotoxicologiques potentielles des récepteurs (CEAEQ, 1998; MDDEFP et EC, 2013).

Lors de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic, il a été estimé qu'environ 100 000 litres d'hydrocarbures pétroliers se sont déversés dans la rivière, ce qui a entraîné la contamination de la colonne d'eau et des sédiments. De plus, les sédiments contaminés sont susceptibles de se déplacer vers l'aval lors des crues ou sous l'effet de l'abrasion par les glaces. L'importance de ce déplacement est difficile à prévoir (MDDELCC, 2014).

La [Figure 3](#) illustre le modèle conceptuel simplifié adopté pour l'étude du risque écotoxicologique associé à la contamination résiduelle présente dans les sédiments de la rivière Chaudière. Le modèle conceptuel présente les récepteurs écologiques retenus et les voies d'exposition aux contaminants présents dans les sédiments. Les différentes composantes de ce modèle sont décrites dans les sections suivantes. Par souci de simplicité, le modèle conceptuel schématisé à la [Figure 3](#) n'inclut pas les processus qui déterminent la transformation des contaminants, qui sont présentés à la [section 1.4.1](#).

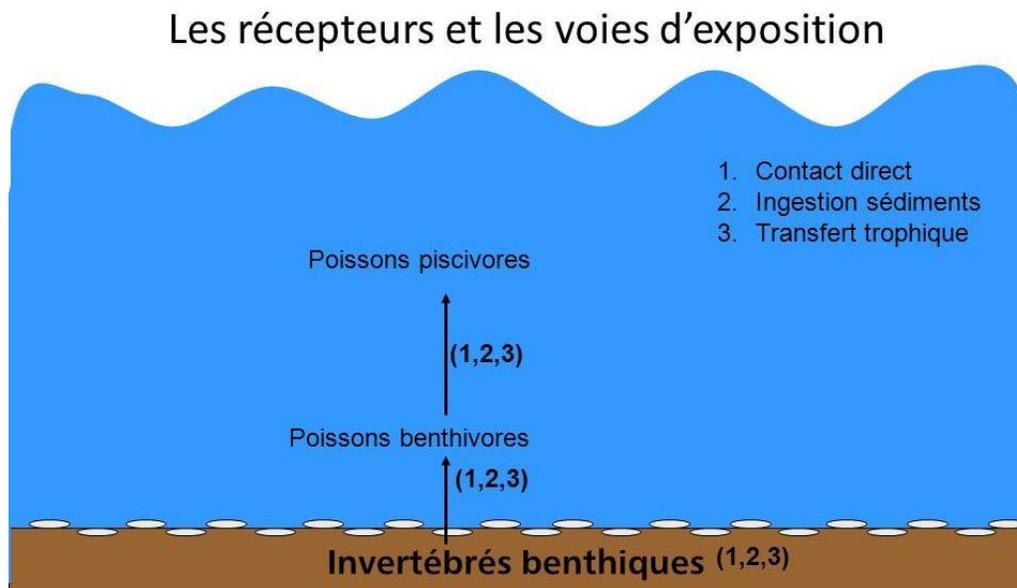


Figure 3 : Modèle conceptuel générique utilisé pour évaluer le risque écotoxicologique associé aux sédiments contaminés par les hydrocarbures pétroliers, à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic

#### 1.4.1 Les sources d'exposition

Dans cette étude, seule la contamination provenant des sédiments a été considérée. En effet, étant donné que les concentrations d'hydrocarbures pétroliers ont rapidement diminué dans la colonne d'eau à la suite du déversement et que ces contaminants n'étaient globalement plus détectés quelques jours après l'accident (MDDELCC, 2014), la contamination pouvant provenir de la colonne d'eau n'a pas été retenue.

Les études de caractérisation effectuées en 2014 démontrent la présence de sédiments qui contiennent des concentrations supérieures à la valeur de référence – effet aigu pour les hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> et au-dessus de la concentration d'effet fréquent (CEF) pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Au fil du temps, les sédiments contaminés sont susceptibles de se déplacer dans la rivière et la composition du pétrole brut qui a été déversé ainsi que sa toxicité est susceptible d'être modifiée par différents processus d'altération tels que l'évaporation, la dispersion naturelle, la dissolution, la photooxydation ou la biodégradation. Ces processus entraînent des changements des propriétés physico-chimiques des hydrocarbures. Ils sont initiés immédiatement après le déversement et vont se poursuivre plus ou moins rapidement. Ils sont par ailleurs dépendants des conditions environnementales et du type d'hydrocarbure déversé.

#### 1.4.2 Les récepteurs écologiques

Les récepteurs écologiques considérés dans cette ERE sont les organismes benthiques et les poissons, notamment les jeunes stades qui vivent et se développent généralement au fond des écosystèmes aquatiques, dans les sédiments et sur ces derniers. En effet, en cas de contamination des sédiments, ce sont ces organismes qui sont les plus susceptibles d'être affectés par les contaminants. Or les invertébrés ont un rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, notamment parce qu'ils constituent un maillon important des chaînes trophiques, en tant que source de nourriture pour de nombreux organismes tels que des poissons, des amphibiens

ou encore des oiseaux. De leur côté, les œufs et les larves de poissons peuvent s'avérer très sensibles à la présence de contaminants dans les sédiments qui peuvent avoir des effets non négligeables sur leur développement (Raimondo et collab., 2014). Par conséquent, il apparaît fondamental de documenter le risque écotoxicologique associé à la présence des hydrocarbures pétroliers dans les sédiments vis-à-vis de ces organismes.

### 1.4.3 Les voies d'exposition

Les macroinvertébrés benthiques, les poissons proies ainsi que les piscivores présents dans la rivière Chaudière sont tous susceptibles de s'exposer, à des niveaux variables selon leur habitat préférentiel, aux hydrocarbures pétroliers présents dans les sédiments par contact direct avec les sédiments, par ingestion de sédiments ainsi que par transfert trophique (Figure 3).

### 1.4.4 Les effets appréhendés

Plusieurs études réalisées en laboratoire ont mis en évidence les effets des hydrocarbures pétroliers sur la survie ou la croissance des invertébrés benthiques exposés à des hydrocarbures pétroliers, à des concentrations variant de 50 à 3 300 mg/kg (Mroz, 2011; Ort et collab., 1995; Verbruggen et collab., 2008). Dans le cadre d'études *in situ*, des concentrations de produits pétroliers de 840 et 860 mg/kg ont modifié la composition de la communauté de macroinvertébrés benthiques (Anson et collab., 2008; Pettigrove et Hoffmann, 2005). Ces perturbations incluaient la diminution du nombre d'espèces et de l'abondance de certaines espèces. Woodward et Riley (1983) ont également montré que des sédiments prélevés à l'aval de rejets d'effluents provenant d'un champ de pétrole, contenant des concentrations d'hydrocarbures de 12 556 à 20 703 mg/kg, entraînaient une diminution de la diversité et une altération de la structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques comparativement aux échantillons prélevés à l'amont du rejet.

Notons que les invertébrés benthiques ne sont pas les seuls à pouvoir être affectés par les hydrocarbures pétroliers. À titre d'exemple, chez les embryons du poisson-zèbre *Danio rerio*, de la mortalité et des anomalies du développement commencent à être observées à des concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux comprises entre 15 et 27 mg/kg (Raimondo et collab., 2014).

Les HAP sont reconnus comme ayant un impact toxique pour les organismes aquatiques et plusieurs organismes ont développé des critères de qualité des sédiments pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Persaud et collab., 1993; Swartz, 1999; USEPA, 2003). Le Québec dispose également de critères de qualité pour les sédiments, et ce, pour treize molécules de la famille des HAP (EC et MDDEP, 2007).

## 2. MÉTHODOLOGIE

### 2.1 Évaluation de l'exposition

#### 2.1.1 Évaluation de la contamination chimique des sédiments

##### 2.1.1.1 Échantillonnage des sédiments

Des échantillons de sédiments de surface (0-10 cm) de la rivière Chaudière, de type composé, ont été prélevés en septembre et en octobre 2014 par le CEAEQ dans 20 stations, sélectionnées selon un gradient de contamination des sédiments par les hydrocarbures pétroliers. Les stations d'échantillonnage ont été sélectionnées à partir des résultats de la caractérisation hâtive effectuée en 2014 par le MDDELCC, dans le cadre du projet 1.2 du Plan de gestion de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière (MDDELCC, 2014), ainsi que des résultats préliminaires de la caractérisation de la contamination des sédiments de la rivière effectuée en 2014 par Conestoga-Rovers & associés dans le cadre du projet 1.1. Les stations d'échantillonnage étaient localisées dans les 30 premiers kilomètres de la rivière Chaudière. Notons que l'échantillonnage des sédiments dans le secteur du PK 4,5 a été effectué avant les travaux de dragage effectués en octobre 2014 pour disposer de sédiments plus contaminés (MDDELCC, 2015b).

Les sédiments ont été prélevés à l'aide d'une pelle dans le littoral exondé ou inondé (< 15 cm d'eau), déposés dans des chaudières en aluminium de 20 litres et placés à 4 °C dès leurs arrivées au laboratoire. Les sédiments ont alors été tamisés (4 mm), homogénéisés, subdivisés dans des contenants de verre pour les différentes analyses chimiques et biologiques et conservés congelés (-20 °C).

##### 2.1.1.2 Analyse physico-chimique des sédiments

Les paramètres physico-chimiques analysés dans les sédiments échantillonnés sont les suivants : la granulométrie, le carbone organique total (COT), les hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) incluant des HAP alkylés, les composés perfluorés et les métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc, etc.). Les analyses ont été effectuées au CEAEQ à l'aide des méthodes présentées dans le [Tableau 1](#).

**Tableau 1 : Méthodes analytiques utilisées pour caractériser les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière**

Variable mesurée	Méthode	Appareil utilisé	Limite de détection	Référence
Hydrocarbures pétroliers	Chromatographique en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme (GC-FID)	GC/FID; Hewlett Packard, GC 5890 série II, FID	31 - 41 mg/kg	MA. 400 – HYD. 1.1 (CEAEQ, 2013).
	Extraction à l'hexane			
HAP	Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse	GC/MS; Agilent, GC 6890N, MS 5973N	0,02 - 0,10 mg/kg	MA. 400 - HAP 1.1 (CEAEQ, 2011b)
	Extractions à l'acétone/hexane et			

Variable mesurée	Méthode	Appareil utilisé	Limite de détection	Référence
	au dichlorométhane			
	Purification sur silice			
Dioxine/furane	Méthode par congénères (41) avec un spectromètre de masse haute résolution	GC/HRMS; Waters, GC 6890N, MS 5973N	0,1 -1,0 ng/kg	MA 400 – DF 1.1 (CEAEQ, 2011a)
	Extraction au toluène			
	Purification sur colonne de silice multicouche et alumine			
Substances perfluorées	Détermination de 27 composés perfluorés : dosage par chromatographie en phase liquide couplée à un spectromètre de masse en tandem	LC-MS/MS TQS; Waters	0,1 à 0,8 µg/kg	MA 400 PFC 1.0 (CEAEQ, en préparation)
Métaux extractibles totaux	Spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'Argon	Agilent 7500	0,03 à 15 mg/kg	MA. 200- Mét 1.2 (CEAEQ, 2014a)
Soufre total	Spectrophotométrie infrarouge	LECO SC-444	100 mg/kg	MA. 310 - CS 1.0 (CEAEQ, 2006)
Carbone organique total (COT)	Titration	Burette et indicateur coloré	0,05 %	MA. 405 - C 1.1 (CEAEQ, 2014b)
Granulométrie	Bouyoucos	Hydromètre de type 152H	0,1 %	MA. 100 – Gran 2.0 (CEAEQ, 2010)

## 2.1.2 Évaluation de la bioaccumulation des contaminants dans les poissons

### 2.1.2.1 Échantillonnage des poissons

Plusieurs campagnes d'échantillonnage ont permis de mesurer la présence de contaminants dans les poissons. Le premier échantillonnage de poissons a été réalisé du 18 au 31 juillet 2013 par la firme Golder et associés avec des seines, des verveux ou par pêche électrique. Cette campagne a couvert quatre zones, une dans le lac Mégantic et trois dans la rivière Chaudière, du PK 0 au PK 1, au PK 54 et au PK 93. Trois campagnes d'échantillonnage de poissons ont été effectuées en 2013 par la Direction des opérations régionales – Secteur de la faune de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie du MDDELCC : 1) le 29 août dans le secteur du PK 15, à l'aide d'une seine; 2) les 16 et 17 septembre dans le lac Mégantic, en bordure de la zone affectée par le déversement, à l'aide de filets expérimentaux; et 3) le 25 octobre au pied du barrage Mégantic, à l'aide d'une seine pour permettre la récupération de tous les poissons présents à cet endroit (MDDELCC, 2014).

En 2014, en plus des poissons prélevés du 28 juillet au 12 août à la pêche électrique par le MDDELCC (section 2.2.2.2), d'autres échantillonnages ont été réalisés le 21 novembre au pied du barrage Mégantic, à l'aide

d'une seine, par le MFFP (MDDELCC, 2015a). Finalement, des dosages ont également été faits sur des échantillons prélevés dans le lac Mégantic en 2011, conservés au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Les poissons conservés pour l'analyse de contaminants dans leurs muscles, leurs viscères ou leur foie (section 2.1.2.2) ont été identifiés à l'espèce, mesurés, pesés et congelés à -25 °C.

### 2.1.2.2 Analyse des tissus biologiques

L'analyse des HAP dans les poissons a été réalisée au CEAEQ. Les HAP présents dans les échantillons de poissons ont été extraits par QuEChERS (*Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, and Safe*) à l'acétate d'éthyle et purifiés par chromatographie par perméation de gel afin d'éliminer les matières grasses et, par la suite, sur un gel de silice pour éliminer les interférences (Cloutier et collab., 2014; Kalachova et collab., 2011). Les HAP ont été dosés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse haute résolution. Chaque composé a été quantifié selon une courbe d'étalonnage dont la qualité était vérifiée par des éléments de contrôle. Les résultats sont exprimés en mg/kg de poisson humide. La limite de détection de la méthode est comprise entre 0,03 et 0,14 µg/kg d'échantillon humide (Cloutier et collab., 2014; Kalachova et collab., 2011).

L'analyse des composés perfluorés et polyfluoroalkylés dans les poissons a été réalisée au département de Chimie de l'Université de Montréal. Les échantillons ont été homogénéisés dans une solution de méthanol et d'ammoniaque et extraits dans un bain sonore. Cette solution a ensuite été centrifugée et le surnageant a été soumis à une extraction sur phase solide (*Solid-phase extraction* ou SPE). La SPE est un procédé de préconcentration et de séparation au cours duquel des composés en solution ou en suspension dans une phase liquide sont séparés des autres éléments du mélange par adsorption sélective sur une phase solide en fonction de leurs propriétés physico-chimiques. Une fois extraits, les composés perfluorés et polyfluoroalkylés ont été dosés par chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse de haute résolution, modèle hybride combinant les performances d'un quadropôle pour la sélection de précurseurs avec une grande précision et une trappe ionique orbitale (Orbitrap) pour une détection en haute résolution. Chacun des échantillons a été dopé avec un mélange d'étalons internes constitué de 9 composés. La limite de détection de la méthode varie entre 0,0008 et 0,0950 µg/kg d'échantillon humide pour les filets de poisson (Bertin et collab., 2014; Munoz et collab., 2015).

## 2.2 Évaluation des effets

### 2.2.1 Évaluation de la toxicité des sédiments

#### 2.2.1.1 Les organismes benthiques

Les deux essais de toxicité suivants ont été utilisés pour déterminer les effets des sédiments contaminés de la rivière Chaudière sur les invertébrés benthiques :

- Survie et croissance de la larve de chironome *Chironomus riparius*;
- Survie et croissance de l'amphipode *Hyalella azteca*.

*Chironomus riparius* fait partie de la famille des Chironomidae qui constitue le groupe d'insectes le plus ubiquiste et le plus abondant parmi tous les types d'écosystèmes aquatiques d'eau douce. *C. riparius* est présent dans les milieux aquatiques lenticules et lotiques nord-américains et européens, dans les dix premiers centimètres des sédiments. Les larves construisent des tubes, dans les sédiments, notamment à partir de matière organique, dans lesquels elles se développent. Elles collectent leur nourriture, composée de bactéries, de champignons, d'algues, de débris végétaux et de matière organique, à partir de ces tubes ou à proximité. Ces organismes représentent, au

stade larvaire, une source de nourriture importante pour les oiseaux, les poissons, les batraciens et les invertébrés de grande taille. Le cycle de vie de *C. riparius* est divisé en quatre stades distincts : l'œuf, un stade larvaire (figure 4), un stade nymphal et un stade imago (adulte ailé). Les essais de toxicité ont été réalisés sur le stade larvaire, reconnu plus sensible, conformément à la méthode SPE 1/RM/32 d'Environnement Canada (EC, 1997) avec des modifications provenant de la méthode AFNOR T90 339-1 (2004). Après sept jours d'exposition aux sédiments contaminés, la survie et la croissance (longueur) des larves ont été déterminées.



Figure 4 : a) Larve de *Chironomus riparius*; b) Femelle adulte de *Hyalella azteca*

*Hyalella azteca* est un crustacé épibenthique d'eau douce, originaire d'Amérique du Nord. C'est un organisme brouteur et détritovore, se nourrissant essentiellement de bactéries, de diatomées et d'algues présentes sur le sédiment. Il est une source importante de nourriture pour, notamment, les invertébrés de grande taille et les poissons. Le cycle de vie de *H. azteca* peut être divisé en trois stades distincts : le stade immature, le stade juvénile et le stade adulte (figure 4). Les essais de toxicité sont réalisés sur le stade immature qui est, pour ces organismes, le stade le plus sensible aux contaminants. Les essais de toxicité ont été réalisés conformément à la méthode SPE 1/RM/33 d'Environnement Canada (2013), adaptée pour la mesure de la croissance. En effet, la croissance des amphipodes a été évaluée en mesurant la longueur de chaque organisme tel que recommandé par la méthode AFNOR T90 339-1 (2004). Après quatorze jours d'exposition aux sédiments contaminés, la survie et la croissance (longueur) des amphipodes ont été déterminées.

Des informations complémentaires sur les modalités de réalisation des essais de toxicité en laboratoire sont présentées dans le rapport du projet 2.1 du MDDELCC (2015c), du Plan de gestion de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière (MDDELCC, 2014).

### 2.2.1.2 Les jeunes stades de poissons

Afin de déterminer la toxicité des sédiments pour les jeunes stades de poissons de la rivière Chaudière, deux espèces, représentant deux niveaux trophiques de la rivière, ont été retenues. La première espèce est le méné à grosse tête, anciennement appelé méné tête-de-boule (*Pimephales promelas*; figure 5). Bien que peu présent dans la rivière Chaudière, ce petit poisson-fourrage peut être considéré comme un représentant des cyprins omnivores ou généralistes présents dans la rivière. C'est une espèce qui est couramment utilisée dans les essais de toxicité depuis plusieurs décennies, par conséquent, une grande banque de littérature est disponible pour aider à l'interprétation des résultats. La deuxième espèce est la truite brune (*Salmo trutta*; figure 6). C'est une espèce insectivore prisée pour la pêche sportive qui est ensemencée dans la rivière Chaudière et qu'on retrouve surtout dans la Haute Chaudière. Le cycle de vie des truites étant plus long que celui des ménés, notamment le temps d'incubation (de douze à quatorze semaines par rapport à cinq à sept jours pour le méné à grosse tête), l'utilisation des œufs de la truite brune a permis d'examiner l'impact d'une exposition prolongée aux sédiments sur ce type d'organismes.



Figure 5 : Méné à grosse tête *Pimephales promelas*, mâle (haut) et femelle (bas) (Source : exoiste.com)



Figure 6 : Truite brune *Salmo trutta* (© Sentier Chasse-Pêche, Source : La grande encyclopédie de la pêche)

Un montage expérimental complexe a été conçu pour répondre aux exigences des deux espèces retenues qui ne placent pas leurs œufs directement en contact avec des sédiments fins. En effet, dans le milieu naturel, les œufs de ces deux espèces de poissons ne sont jamais exposés directement aux sédiments fins, ce qui est également le cas de la majorité des espèces de poissons susceptibles de frayer dans la rivière Chaudière. Le méne à grosse tête dépose ses œufs sous une pierre ou sous un morceau de bois immergé. Une fois fécondés, les œufs sont protégés par le mâle qui les nettoie et en assure l'oxygénation. Chez les salmonidés, comme la truite brune, les œufs sont pondus dans des frayères constituées de gravier grossier au travers duquel une eau bien oxygénée circule. Gauthier et Couture (2015) ont mis au point un montage expérimental, adapté de ceux de Luckenback et collaborateurs (2003), élaboré pour l'exposition des œufs de truite brune, et de Cachot et collaborateurs (2007), élaboré pour l'exposition des œufs de médaka japonais (*Oryzias latipes*). Il s'agissait de simuler une exposition réaliste des œufs de poissons à une eau contaminée par des sédiments, eux-mêmes contaminés par des hydrocarbures pétroliers. La figure 7 présente un schéma du montage expérimental qui a été adopté pour l'exposition des poissons. La circulation de l'eau à travers les sédiments permettait de maximiser le transfert des hydrocarbures pétroliers des sédiments vers la phase aqueuse. L'utilisation d'une pierre volcanique, placée à la surface des sédiments, permettait de minimiser la remise en suspension de particules fines, et, ainsi, limiter leur dépôt sur les œufs et le contact direct des œufs de poissons avec les sédiments.

Le pourcentage de mortalité des œufs, le temps d'éclosion et le taux de malformation (scoliose et lordose) chez les larves ont été mesurés. De plus, une série d'enzymes liées au métabolisme du stress oxydant pouvant être induit par des contaminants, c'est-à-dire la catalase, la superoxyde dismutase et le glutathion peroxydase, ont été analysées dans les larves des deux espèces.

Des informations complémentaires sur les modalités de réalisation des essais de toxicité en laboratoire sont présentées dans le rapport du projet 2.2 de Gauthier et Couture (2015), du Plan de gestion de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière (MDDELCC, 2014).

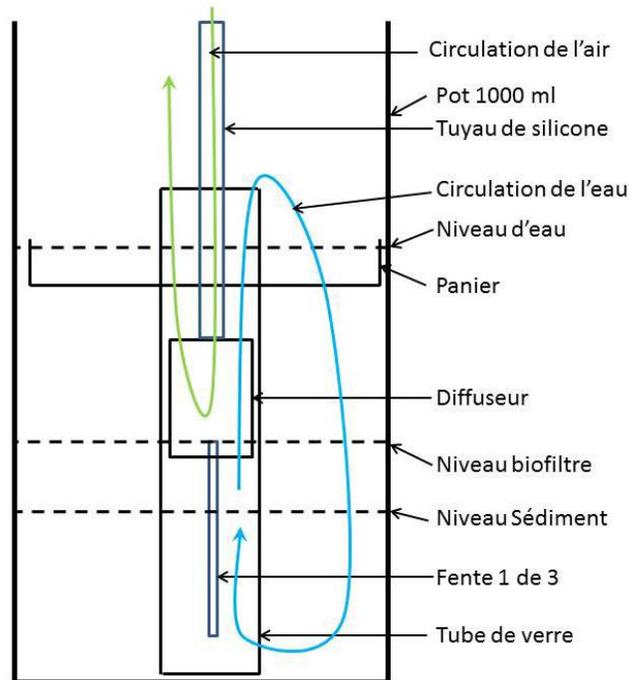


Figure 7 : Schéma du montage expérimental utilisé pour les expositions des œufs aux sédiments (Gauthier et collab., 2015)

## 2.2.2 Évaluation de la santé des communautés *in situ*

### 2.2.2.1 Les macroinvertébrés benthiques

Un suivi des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière a été réalisé à l'automne 2013 pour évaluer l'impact du déversement de pétrole et des travaux de nettoyage qui ont suivi (Grenier, 2014; MDDELCC, 2014). Neuf stations ont été échantillonnées dans le tronçon amont de la rivière, sur une distance d'environ 40 km, de la décharge du lac Mégantic à la municipalité de Saint-Ludger. Les stations ont été échantillonnées à deux reprises, en septembre et en octobre 2013, dont certaines avant et après le nettoyage. Deux stations étaient situées dans des cours d'eau de référence, non influencés par les hydrocarbures pétroliers et les travaux de nettoyage (rivières Nebnellis et Samson). L'échantillonnage (filet de type troubleau ou D-net, maille de 600  $\mu\text{m}$ ) réalisé dans les seuils et les plats courants et l'identification des macroinvertébrés benthiques ont été effectués par le Comité de bassin versant de la rivière Chaudière (COBARIC), selon la méthodologie du MDDELCC pour les cours d'eau à substrat grossier (Moisan, 2010; Moisan et Pelletier, 2008).

Un second suivi des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière a été réalisé par le MDDELCC à l'automne 2014 afin d'évaluer le degré de récupération du système un an après le déversement d'hydrocarbures pétroliers (MDDELCC, 2015d). Dix-sept stations ont été échantillonnées dans le tronçon amont de la rivière, sur une distance d'environ 80 km, de la décharge du lac Mégantic à la municipalité de Saint-Martin. Ainsi, huit nouvelles stations ont été ajoutées aux neuf stations suivies à l'automne 2013. Les mêmes méthodologies ont été utilisées pour la récolte et la préparation des échantillons en laboratoire. Toutefois, l'identification a été raffinée, les organismes ont été majoritairement identifiés au genre (MDDEFP, 2013a).

Enfin, deux études exploratoires de caractérisation de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques dans les sédiments ont été réalisées en 2014 : 1) dans une des zones les plus contaminées dans le secteur du PK 4,5; et 2) dans des zones de sédimentation présentant un gradient de contamination par les hydrocarbures pétroliers. L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques de la première étude a été réalisé en

juin à trois stations dans le secteur du PK 4.5. L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques de la deuxième étude a été réalisé en octobre à cinq stations où les sédiments présentaient un gradient de contamination par les hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. La méthodologie utilisée dans ces deux études est identique. Ainsi, à chaque station, l'échantillonnage a été fait à gué, dans la zone peu profonde de la rivière Chaudière, par trois coups de benne Eckman (6 x 6 pouces). Chaque coup de benne consistait à enfoncer la benne dans le substrat meuble en amont de l'opérateur. Idéalement, la distance entre chaque coup était d'environ un mètre pour constituer un réplicat adéquat. Cette distance a été jusqu'à quelques dizaines de mètres à certaines stations où le substrat meuble était moins fréquent. Lorsque bien fermée, la benne était sortie délicatement de l'eau et son contenu était transféré dans une chaudière à fond grillagé de 540 µm de maille. Après un rinçage visant à éliminer une partie des sédiments fins, le contenu était transféré dans des pots et préservé dans l'alcool 95 % coloré avec une solution de rose Bengal. Les échantillons ont été rapportés au laboratoire aux fins de tri et d'identification. Tous les organismes contenus dans les échantillons ont été identifiés, et ce, majoritairement au genre. À noter que les *Oligochaeta* ont été identifiés au niveau de la classe et les diptères Chironomidae ont été identifiés au niveau de la tribu et de la sous-famille (MDDELCC, 2015d).

### 2.2.2 Les poissons

En 2014, de la fin juillet à la mi-août, des poissons ont été échantillonnés par le MDDELCC par pêche électrique à quinze stations, dont onze localisées dans la Haute Chaudière, entre le lac Mégantic et Saint-Georges, et quatre autres réparties dans la Moyenne et la Basse-Chaudière. Ces stations échantillonnées par le MDDELCC ont permis de calculer, par exemple, l'abondance des poissons par unité d'effort, l'indice d'intégrité biotique, l'indice d'anomalies externes de type DELT (déformation, érosion, lésion, tumeur), ainsi que le pourcentage d'anomalie corporelle de type DELT (déformation, érosion, lésion, tumeur) (MDDELCC, 2015a).

## 2.3 Évaluation du risque écotoxicologique

L'analyse des informations générées par les différents projets a permis d'évaluer le risque associé à la contamination résiduelle présente dans les sédiments pour les organismes aquatiques.

### 2.3.1 Comparaison aux critères de qualité des sédiments applicables à la gestion de la Chaudière

En l'absence de critères de qualité des sédiments pour les hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>, le MDDELCC a recommandé (MDDEFP, 2013b), pour le contexte particulier du lac Mégantic et de la rivière Chaudière, l'utilisation des valeurs de référence générées par les études de l'*Atlantic RBCA* (2012), basées sur les travaux de Di Toro et collaborateurs (Di Toro et collab., 2000; DiToro et McGrath, 2000), c'est-à-dire :

- une valeur de référence – effet chronique : 164 mg/kg;
- une valeur de référence – effet aigu : 832 mg/kg.

Ces valeurs de référence intérimaires ayant été établies dans un contexte d'urgence, avec un nombre restreint de données (MDDEFP, 2013b), une revue de littérature a été effectuée afin de colliger et d'analyser l'information requise pour valider ces valeurs de référence intérimaires et, éventuellement, développer des critères de qualité (Allaire-Verville, 2015). Ce travail a permis, d'une part, d'effectuer une revue exhaustive des critères de qualité développés ou adoptés par d'autres organismes incluant leurs fondements et leur application et, d'autre part, de procéder à la collecte et à l'analyse de données de toxicité associée à la présence d'hydrocarbures pétroliers dans des sédiments. L'analyse des données colligées dans le cadre de ce travail a permis de confirmer la pertinence de poursuivre l'évaluation du dossier de la rivière Chaudière à l'aide des valeurs de référence intérimaires, et ce, en accord avec les membres du comité de travail fédéral-provincial du Plan d'action Saint-Laurent, responsable du

développement et de la mise à jour des critères de qualité pour les sédiments, lors d'une réunion de travail tenue à Québec le 5 février 2015. Ce comité a également convenu de poursuivre ses travaux visant la mise en place d'un critère de qualité spécifique aux hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> lorsqu'il y aura suffisamment de données disponibles.

Dans le contexte de cette ERE, ces valeurs ont été utilisées pour interpréter les concentrations d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> présents dans les sédiments de la rivière Chaudière et établir des classes de qualité :

- **Classe 1** : La concentration en C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> est inférieure ou égale à la valeur de référence – effet chronique;
- **Classe 2** : La concentration d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> mesurée dans la rivière est supérieure à la valeur de référence – effet chronique, mais inférieure ou égale à la valeur de référence – effet aigu;
- **Classe 3** : La concentration d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> mesurée dans la rivière est supérieure à la valeur de référence – effet aigu.

Les résultats des analyses de métaux, des dioxines/furanes et de HAP ont été comparés aux critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec (EC et MDDEP, 2007). Étant donné qu'il s'agit d'évaluer les risques associés à la contamination résiduelle en hydrocarbures pétroliers dans les sédiments, l'évaluation du risque écotoxicologique a été réalisée à l'aide des seuils de gestion propres au contexte de restauration, soit la concentration d'effet probable (CEP) et la concentration d'effet fréquent (CEF; EC et MDDEP, 2007). La qualité des sédiments pour les métaux, les dioxines/furanes et les HAP a été déterminée selon les trois classes de qualité suivantes :

- **Classe 1** : La concentration de tous les contaminants est inférieure ou égale à la concentration d'effet probable (CEP);
- **Classe 2** : La concentration d'au moins un contaminant est supérieure à la CEP et inférieure ou égale à la concentration d'effet fréquent (CEF)
- **Classe 3** : La concentration d'au moins un contaminant est supérieure à la CEF.

Afin d'évaluer le risque, la classe de qualité globale a été attribuée selon le paramètre chimique ayant l'effet le plus déclassant. En ce qui concerne les contaminants pour lesquels nous ne disposons pas de critères de qualité, des analyses de variance (Anova) et un test de comparaisons multiples (Tukey HSD) ont été utilisés pour comparer les moyennes entre les classes de qualité établies à l'aide des teneurs en hydrocarbures. Le seuil de signification des tests statistiques a été établi à  $p < 0,05$ . Des corrélations de Spearman ont également été utilisées. Les statistiques présentées dans ce rapport ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP 8.0.1 (SAS Institute Inc.).

### 2.3.2 Bioaccumulation des contaminants dans les tissus des poissons

Lorsque l'effectif était suffisant ( $n \geq 3$ ), des analyses de variance ont été réalisées, avec un test de comparaisons multiples Tukey HSD, afin de comparer les différentes zones et années d'échantillonnage. Le seuil de signification des tests statistiques a été établi à  $p < 0,05$ . Les statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP 8.0.1 (SAS Institute Inc.).

### 2.3.3 Effet toxique des sédiments

Pour l'interprétation des résultats des essais de toxicité sur les invertébrés benthiques, un effet sur la survie ou la croissance des organismes benthiques a été considéré comme significatif s'il existait une différence statistiquement

significative entre les résultats du sédiment évalué et son témoin (t-test;  $p < 0,05$ ) et si cet effet était supérieur à 20 %, limite qui permet de tenir compte de la variabilité biologique des paramètres d'effet (MDDEFP et EC, 2013).

Les résultats des essais de toxicité pour les œufs et les jeunes stades de poissons ont été interprétés en utilisant des analyses de variance afin de comparer les moyennes, entre les stations et avec les témoins, et un test de comparaisons multiples Tukey HSD. Le seuil de signification des tests statistiques a été établi à  $p < 0,05$ .

Dans les deux cas, les statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP 8.0.1 (SAS Institute Inc.).

### 2.3.4 Effets des sédiments sur les communautés

Cette étape de l'analyse des résultats consiste à évaluer la structure des communautés biologiques présentes sur les sites de sédiments contaminés et dans un continuum longitudinal afin de mesurer l'étendue de la perturbation en matière d'intégrité de la structure des communautés.

Pour le suivi de l'intégrité des communautés benthiques, réalisé dans les seuils et les plats courants (substrat grossier), les effets sur ces communautés ont été évalués à l'aide d'un indice biotique. L'indice multimétrique de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat grossier,  $ISB_{SurVol}$  (utilisé dans le cadre du programme de suivi volontaire SurVol Benthos; MDDEFP, 2013a), a été calculé à chacune des stations (Grenier, 2014; MDDELCC, 2015e). L'indice de santé du benthos est composé des six variables de communauté. Deux variables concernent la richesse taxonomique, deux touchent la composition taxonomique et deux ont trait à la tolérance à la pollution. Le calcul de  $ISB_{SurVol}$  à une station donnée est réalisé en reportant les valeurs des six variables sur une échelle commune (de 0 à 100) à l'aide de formules de standardisation. Par la suite, la valeur unique de l'indice est obtenue en faisant la moyenne de ces six valeurs standardisées. Pour les deux études exploratoires de caractérisation de la structure des communautés benthiques dans les sédiments, les effets sur les communautés ont été évalués à l'aide des variables d'abondance relative (MDDELCC, 2015d,e).

Les impacts sur les communautés piscicoles ont été évalués à l'aide des mesures d'abondance, transformées en prises par unité d'effort (PUE), et de la masse des poissons, transformée en biomasse par unité d'effort (BUE). L'intégrité biotique de la communauté piscicole a été évaluée au moyen de l'indice d'intégrité biotique (IIB) conçu par Karr et collaborateurs (1986) et adapté par Richard (1994, 1996) pour le Québec. Enfin, pour chaque espèce, un maximum de 20 individus, représentatifs de chacune des classes de tailles, était mesuré (longueur à la fourche) et examiné pour dénombrer les anomalies externes de type DELT (déformation, érosion des nageoires, lésions et tumeurs) (MDDEP, 2011; OHIO EPA, 1988; Uhland et collab., 2000). Cette méthode de sous-échantillonnage, appelée allocation proportionnelle, a été décrite par Castro et Lawing (1995). Cet échantillon a servi ultérieurement au calcul du pourcentage de l'ensemble des poissons capturés affectés par des anomalies (MDDELCC, 2015a).

### 2.3.5 Identification d'un risque écotoxicologique

Une approche du poids de la preuve a été utilisée pour déterminer si l'exposition à la contamination résiduelle des sédiments issus de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic représente un risque significatif pour les organismes aquatiques de la rivière Chaudière.

L'analyse du poids de la preuve utilisée dans cette étude est un processus de caractérisation du risque écotoxicologique régulièrement utilisée dans l'évaluation des risques écologiques, permettant d'intégrer plusieurs types d'outils d'évaluation (Hull et Swanson, 2006). De nombreux exemples d'utilisation de cette approche existent pour l'évaluation du risque en milieu aquatique. Il s'agit, notamment, de l'approche par triade utilisée pour évaluer la qualité des sédiments et de l'approche du poids de la preuve pour la gestion des sédiments contaminés (Chapman, 1990; Chapman et Anderson, 2005; Environnement Canada et Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2007). L'approche a également été utilisée afin de distinguer les effets de multiples facteurs de stress dans les systèmes fluviaux à partir d'essais de toxicité aquatique en laboratoire et d'évaluations quantitatives en milieu aquatique, par

exemple, les études de la santé des poissons benthiques ou l'analyse des communautés d'invertébrés (Lowell et collab., 2000). Cette approche a aussi été utilisée pour classer des sites de sédiments contaminés (Benedetti et collab., 2012).

Ici, l'ensemble des données générées dans cette étude ou dans d'autres projets du Plan de gestion de la rivière Chaudière (MDDELCC, 2014) a été considéré. Les modalités d'analyse de ces données sont précisées dans les sections précédentes. Au final, il s'agit d'évaluer si des effets ont été observés pour ces différents paramètres d'évaluation en fonction des niveaux de contamination, c'est-à-dire des classes de qualité des sédiments. Le niveau d'effet est attribué en fonction de la proportion de stations présentant des effets significatifs et de l'intensité des effets.

### 3. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION ET DES EFFETS

#### 3.1 Contamination des sédiments

##### 3.1.1 Granulométrie des sédiments et contenu en carbone organique total

La granulométrie des sédiments prélevés dans la rivière Chaudière et utilisés dans les essais de toxicité est très hétérogène d'une station d'échantillonnage à l'autre. Le pourcentage de sable varie de 4,8 à 92,5 %, l'argile de 0 à 61 % et le limon de 7,3 à 76,3 % (annexe 1). Plus précisément, tel qu'indiqué à la figure 8 : 1) six échantillons de sédiments sont essentiellement constitués de sable (STA4A-4B, STA3A-3B, 121, 301-302, 394, 95); 2) quatre sédiments sont des sables limoneux (9, 388, 48-49, 405-406); 3) deux sédiments sont des limons sablonneux (DR49, 469b/ZA-39); 4) un sédiment est de type limon-argile-sable (282); 5) un seul sédiment est constitué d'argile limoneuse (24); 6) un sédiment est essentiellement constitué de limon (DR58); et 7) cinq sédiments sont constitués de limon argileux (DR42-56, STA6A, DR50, STA9A-9B, DR57).

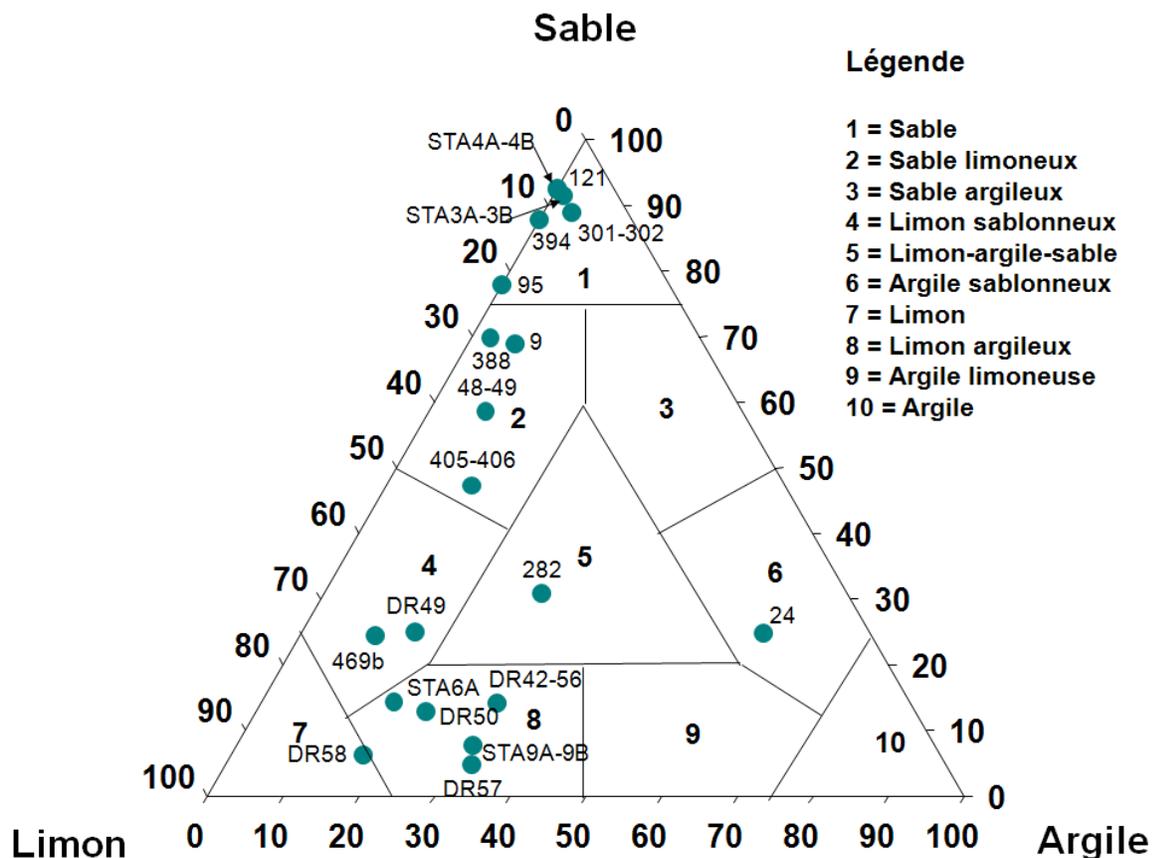


Figure 8 : Diagramme ternaire sable-limon-argile (Shepard, 1954), permettant de définir les textures sédimentaires, présentant la granulométrie des sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière

Le pourcentage de carbone organique total est en moyenne de 4,3 % et varie de 0,1 à 23,2 %. La valeur la plus élevée a été observée au PK 4,5 dans les sédiments de la station DR42-56 (annexe 1).

### 3.1.2 Hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>

De manière générale, les études de caractérisation des sédiments effectuées au cours de l'été 2014 démontrent une diminution des concentrations et de l'étendue de la contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. Cependant, plusieurs zones présentaient encore des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> qui dépassaient la valeur de référence d'effet aigu, principalement dans les dix premiers kilomètres de la rivière ainsi que dans le lac Mégantic, en bordure du parc des Vétérans. Des dépassements des critères de qualité des sédiments pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont également été observés dans quelques secteurs de la rivière localisés dans les quinze premiers kilomètres, de même que dans les sédiments du lac Mégantic (MDDELCC, 2015b).

Le [tableau 2](#) présente les concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> de chacun des échantillons de sédiments prélevés dans la rivière Chaudière en 2014 spécifiquement pour l'évaluation du risque écotoxicologique, ainsi que la classe de qualité qui est associée à cette concentration. Sur la base des concentrations de C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>, cinq échantillons de sédiments sont de classe 3 : STA6A, STA9A-9B, DR42-56, DR57 et DR58. Sept sédiments sont de classe 2, il s'agit des sédiments identifiés par les codes 282, 48-49, 405-406, 388, 24, DR50 et DR49. Les huit stations restantes sont de classe 1 avec des concentrations inférieures à la valeur de référence - effet chronique avec sept des huit stations avec des concentrations inférieures aux limites de détection de la méthode d'analyse. Ce sont les stations 301-302, STA4A-4B, 394, 9, STA3A-3B, 121, 469b/ZA-39 et 95.

**Tableau 2 : Concentration en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> dans les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière et classes de qualité correspondantes (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange)**

Localisation	Identification de la station	Concentration C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (mg/kg sédiment sec)	Classe de qualité (C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> )
PK 3,4	STA4A-4B	<31	1
PK 3,2	394	<31	1
PK 4,8	9	<31	1
PK 2,7	STA3A-3B	<35	1
PK 9,1	121	<35	1
PK 31,7	301-302	<36	1
PK 7,6	95	<41	1
PK 2,0	469b/ZA-39	140	1
PK 1,2	282	200	2
PK 3,1	388	200	2
PK 5,4	24	210	2
PK 4,7	DR49	260	2
PK 4,7	DR50	370	2
PK 4,3	405-406	550	2
PK 4,0	48-49	650	2
PK 8,6	STA9A-9B	890	3
PK 4,6	DR58	1100	3
PK 5,3	STA6A	1500	3
PK 4,6	DR57	3200	3
PK 4,6	DR42-56	8000	3

En croisant les classes de qualité des sédiments attribuées selon les concentrations de C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>, la granulométrie et la teneur en matière organique, il apparaît que les sédiments les plus contaminés (classe 3) sont plutôt de types limon argileux ou limoneux ([figure 8](#)) et que les sédiments de classe 1 sont plutôt de type sablonneux ([figure 8](#)). De plus, la concentration d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> est corrélée avec le pourcentage de carbone organique total ([figure 9](#)).

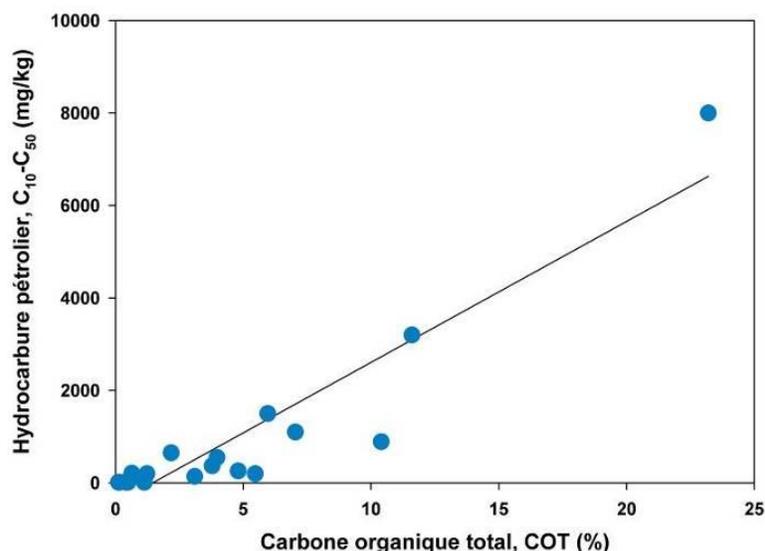


Figure 9 : Corrélation entre la concentration d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> et le pourcentage de carbone organique total dans les sédiments de la rivière Chaudière (n=20; r<sup>2</sup> = 0,86; p < 0,0001)

### 3.1.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les concentrations de HAP dans les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière sont supérieures à la concentration d'effet probable (CEP) pour sept HAP (2-méthylnaphtalène, acénaphthylène, anthracène, benzo(a)anthracène, naphtalène, phénanthrène et pyrène) dans les stations DR42-56, DR57, DR58, 469b/ZA-39 et DR49, ainsi que la concentration d'effet fréquent (CEF) pour le phénanthrène dans la station DR49 et pour le pyrène dans les stations DR49 et DR57 (tableau 3, annexe 1).

Tableau 3 : Concentrations des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange)

HAP	DR42-56	DR57	DR58	469b/ZA-39	DR49
2-méthylnaphtalène	0,34	0,18	0,10	0,039	0,067
acénaphthylène	0,05	0,09	0,15	0,084	0,17
anthracène	0,04	0,26	0,17	0,081	0,19
benzo(a)anthracène	0,31	0,59	0,41	0,16	0,38
naphtalène	0,17	0,24	0,41	0,22	0,47
phénanthrène	0,53	0,84	1,0	0,57	1,3
pyrène	0,99	1,8	1,5	0,59	1,8

On note également l'existence d'une relation significative (n=20; r<sup>2</sup> = 0,99; p < 0,0001) entre les concentrations de C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> dans les sédiments et la sommation de tous les HAP mesurés dans cette étude (figure 10).

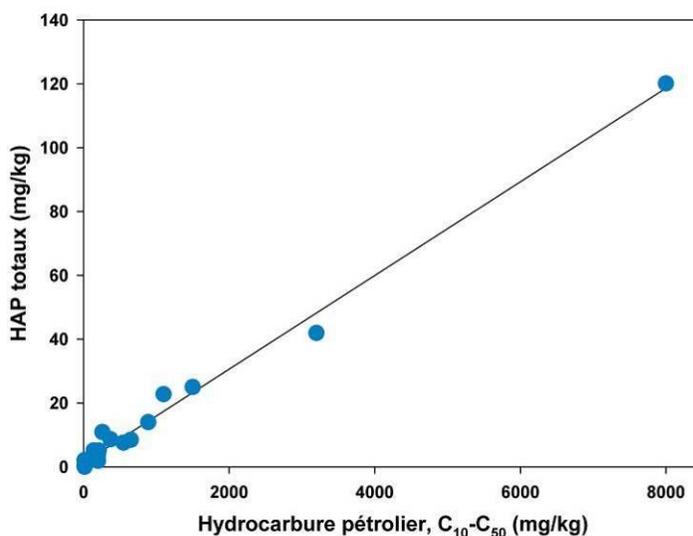


Figure 10 : Corrélation entre la concentration de HAP totaux et d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> dans les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière (n=20;  $r^2 = 0,99$ ;  $p < 0,0001$ )

Notons enfin que plus d'une centaine de HAP et de dérivés alkylés, pour lesquels nous ne disposons pas de critère de qualité pour les sédiments, ont également été analysés. Trente-sept de ces HAP ou dérivés alkylés présentent des concentrations significativement plus élevées dans les sédiments de classe 3 en C<sub>10</sub> – C<sub>50</sub>. Ces données sont présentées dans l'annexe 2.

### 3.1.4 Métaux

Les concentrations de métaux sont inférieures à la CEP dans tous les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière (annexe 1). Bien qu'il n'y ait pas d'évidence de la présence de métaux dans le pétrole déversé (Golder et Associés, 2014), notons tout de même que les concentrations d'aluminium, de baryum, de béryllium, de plomb, de potassium, d'uranium, de vanadium et de zinc sont significativement plus élevées dans les sédiments de classe 3 que dans les sédiments de classes 1 et 2 (tableau 4). Par ailleurs, les concentrations de calcium, de chrome, de cuivre, de lithium et de sodium ont tendance à augmenter avec les concentrations d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. Ces éléments présentent des concentrations non significativement différentes en classe 2, mais significativement plus élevées en classe 3 en C<sub>10</sub> – C<sub>50</sub> (tableau 4).

Tableau 4 : Concentration minimale et maximale pour les métaux qui présentent des différences significatives entre les classes de qualité (1, 2 et 3), établies à l'aide des concentrations d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>

Métaux	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Analyse de variance*	
				Différences	p (0,005)
Aluminium	4050-7600	5720-15700	8750-11500	B-A-A	0,0061
Baryum	11-62	23-90	46-61	B-A-A	0,0191
Béryllium	<LD-0,2	0,1-0,4	0,2-0,3	B-A-A	0,0056
Calcium	901-2690	1210-4740	2210-7400	B-AB-A	0,0124
Chrome	17-29	20-45	27-33	B-AB-A	0,0079
Cuivre	2-16	10-32	11-20	B-AB-A	0,0118

Métaux	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Analyse de variance*	
				Différences	p (0,005)
Lithium	8-15	11-26	13-18	B-AB-A	0,0120
Plomb	6-13	13,5-30	28-82	B-B-A	0,0003
Potassium	257-712	483-1730	732-992	B-A-A	0,0038
Sodium	30-135	62-163	89-109	B-AB-A	0,0320
Uranium	<LD-1	0,7-1,9	1,5-1,9	C-B-A	0,0014
Vanadium	9-18	12-23	16-19	B-A-A	0,0104
Zinc	29-65	45-142	79-113	B-A-A	0,0012

\*Les lettres (A, B, C) indiquent des différences significatives dans l'ordre des classes de qualité 1, 2 et 3.

On constate également que la concentration de soufre dans les sédiments augmente avec la concentration en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> (n=20; r<sup>2</sup> = 0,96; p < 0,0001; figure 11), ce qui s'explique par la présence de soufre dans le pétrole déversé (Golder et Associés, 2014). De plus, quatre échantillons de sédiments présentent des concentrations en soufre qui dépassent la valeur seuil de 1 400 mg/kg utilisée pour l'évaluation de risque pour le rejet en eau libre des sédiments de dragage (MDDEFP et EC, 2013), avec des valeurs de 7 630 mg/kg à la station DR42-56, de 3 200 mg/kg à la station DR57, de 1 720 mg/kg la station 48-49 et de 1 430 mg/kg à la STA9A-9B (annexe 1). Ainsi, quatre stations de classe 2 ou 3 présentent des concentrations en soufre susceptibles d'avoir des effets délétères sur les organismes benthiques (annexe 4; MDDEFP et EC, 2013). En effet, le soufre et plus particulièrement les sulfites peuvent avoir des effets négatifs directs sur les invertébrés (Wang et Chapman, 1999). Par ailleurs, le soufre s'avère être un facteur important pour expliquer les variations des communautés benthiques (Masson et collab., 2010). En effet, de manière générale, les fortes concentrations de soufre sont associées à de faibles taux d'oxygène dans les sédiments. Les taxons généralement tolérants à l'hypoxie sont également tolérants au soufre comme les diptères (Pinder, 1986; Wiederholm, 1976; Wiederholm, 1984) et les gastéropodes (Goodnight, 1973).

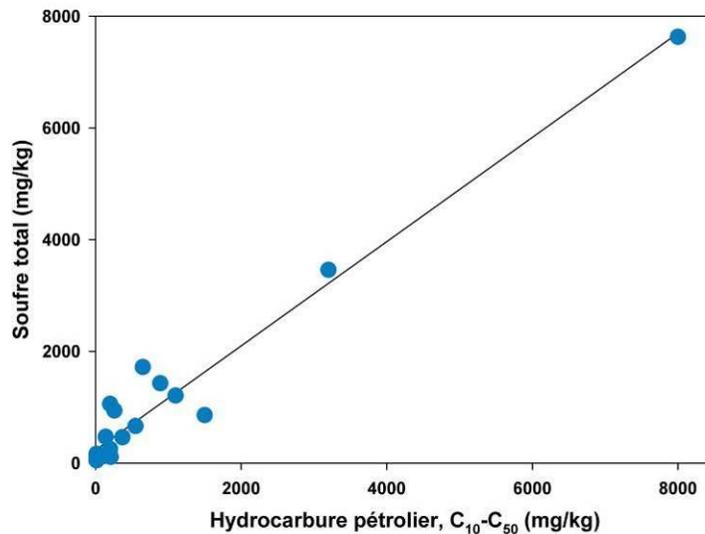


Figure 11 : Corrélation entre les concentrations de soufre total et d'hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> dans les sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière (n=20; r<sup>2</sup> = 0,96; p < 0,0001)

### 3.1.5 Dioxines, furanes et composés perfluorés

Les concentrations de dioxines et de furanes sont inférieures à la CEP dans tous les sédiments de la rivière Chaudière échantillonnés dans le cadre de cette étude. De plus, les concentrations de composés perfluorés sont toutes sous les limites de détection de la méthode analytique disponible au CEAEQ (0,1 à 0,8 µg/kg; [annexe 1](#)).

## 3.2 Bioaccumulation des contaminants dans les poissons

Le déversement de pétrole dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière du 6 juillet 2013 n'a pas eu d'effets mesurables sur la contamination du poisson dans ces plans d'eau par le mercure, les autres métaux, les byphényles polychlorés (BPC), les polybromodiphényléthers PBDE, ainsi que les dioxines et furanes chlorés (MDDELCC, 2014). En effet, pour ces substances, le niveau de contamination des poissons du lac Mégantic et de la rivière Chaudière en 2013 ne diffère guère de ce qui a été mesuré avant l'événement et de ce qui est mesuré sur d'autres plans d'eau du Québec. Les résultats de l'été 2014 ne sont pas encore disponibles, le portrait sera complété ultérieurement.

### 3.2.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Le Canada ne dispose pas de valeur seuil pour la teneur en HAP dans la chair des poissons. À des fins de protection de la santé humaine, il existe toutefois des normes européennes pour les teneurs maximales acceptables dans le poisson fumé pour le benzo(a)pyrène (2 ng/g poids frais) et pour la sommation du benzo(a)pyrène, du benzo(a)anthracène, du benzo(b)fluoranthène et du chrysène (20 ng/g poids frais) (Commission européenne, 2011). Ces valeurs ont été utilisées pour interpréter les teneurs en HAP mesurées dans les poissons échantillonnés dans la rivière Chaudière et le lac Mégantic.

Les teneurs en HAP dans les poissons de la rivière Chaudière et dans le lac Mégantic, échantillonnés en 2013 et en 2014, étaient très inférieures aux normes européennes ([annexe 3](#)). Il apparaît toutefois que les teneurs en HAP totaux mesurées dans la chair des poissons capturés en juillet 2013, dans le lac Mégantic et dans la rivière Chaudière, entre les PK 0,75 et 1, avaient tendance à être plus élevées que celles des échantillons témoins de 2011 provenant du lac Mégantic. De plus, dans la chair comme dans le foie des poissons échantillonnés en juillet 2013, les teneurs avaient tendance à être plus élevées que dans les poissons pêchés plus tard, en août, en septembre et en octobre de la même année. Cette différence est probablement liée à une exposition aux HAP issus de l'accident ferroviaire pour les poissons prélevés en juillet dans le lac, à proximité de la zone d'impact, et dans la rivière entre les PK 0,75 et 1. Les concentrations plus faibles dans les muscles, les foies et les viscères des poissons échantillonnés aux mois d'août et d'octobre 2013 semblent indiquer une diminution de l'exposition aux HAP pour ces poissons échantillonnés plus tard dans l'été.

Afin de pouvoir comparer les résultats de 2014 avec ceux obtenus en 2013, la somme des 29 HAP mesurés en 2013 a été utilisée. Pour les échantillons de poissons capturés en 2014, au pied du barrage de Lac-Mégantic, les concentrations des 29 HAP avaient tendance à être plus élevées que celles qui avaient été mesurées en 2013 dans les tissus et les viscères des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*), ainsi que dans les foies des touladis (*Salvelinus namaycush*). Toutefois, les concentrations mesurées demeuraient faibles avec des concentrations totales inférieures à 10 ng/g poids frais, autant dans les tissus que dans les viscères ou les foies ([figure 12](#); [annexe 3](#)). Au PK 15, les concentrations mesurées dans les muscles et les viscères des meuniers noirs étaient similaires entre 2013 et 2014 ([figure 13](#); [annexe 3](#)). Enfin, des HAP ont été détectés en 2014 dans les homogénats de ménés bec-de-lièvre (*Exoglossum maxillingua*) et de naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*) à des concentrations faibles, avec une sommation des 48 HAP analysés inférieure à 20 ng/g poids frais ([figure 14](#)).

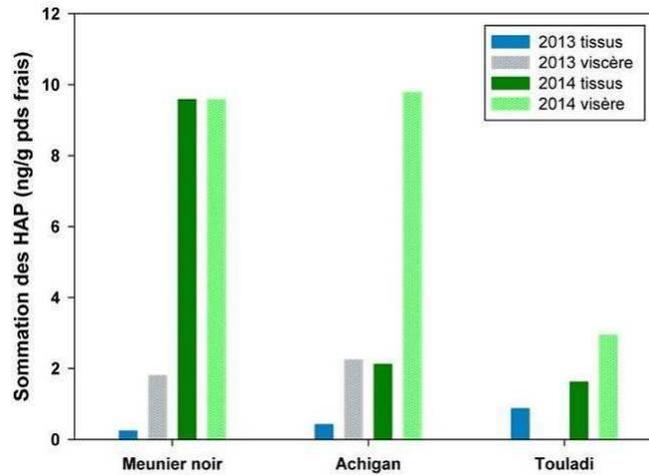


Figure 12 : Concentrations totales des 29 HAP mesurés dans les muscles, les viscères ou les foies des meuniers noirs (n=1), des achigans à petite bouche (n=1) et des touladis (n=1) échantillonnés en 2013 et en 2014, au pied du barrage de Lac-Mégantic

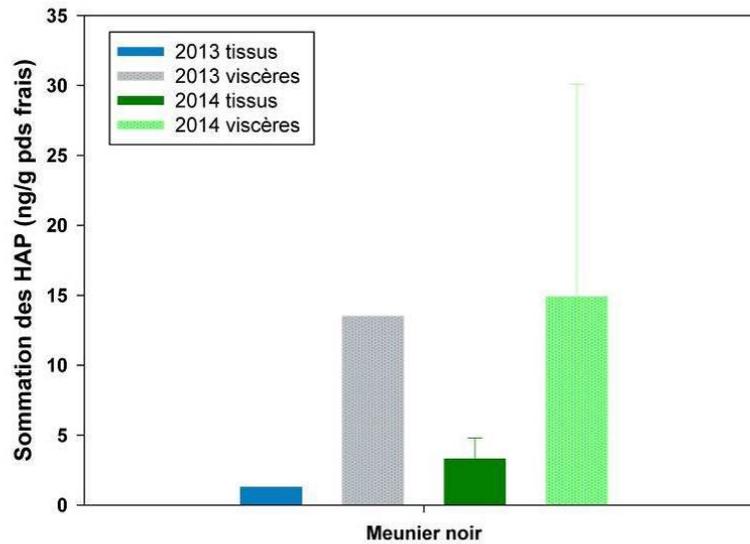


Figure 13 : Concentrations totales des 29 HAP mesurés dans les muscles et les viscères des meuniers noirs échantillonnés en 2013 (n=1) et en 2014 (n=3) au PK 15

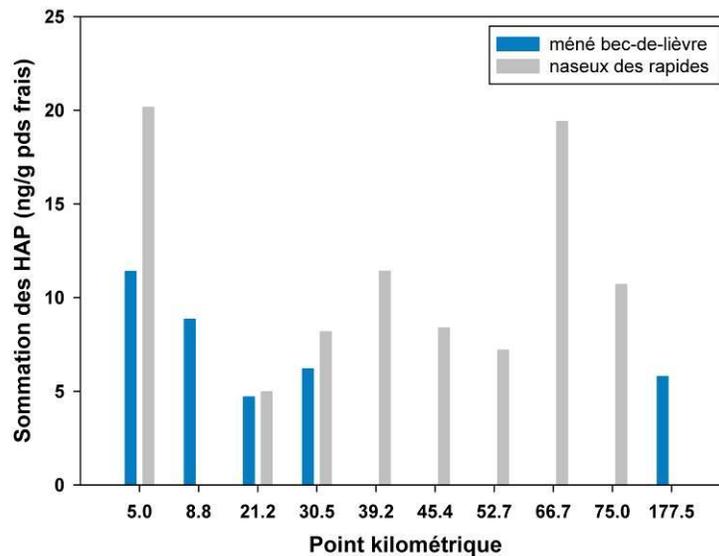


Figure 14 : Concentration totale des 48 HAP mesurés dans les homogénats des naseux des rapides et des ménés bec-de-lièvre échantillonnés en 2014 dans la rivière Chaudière

Les résultats de bioaccumulation des HAP dans les poissons indiquent que le déversement de pétrole et possiblement les retombées de l'incendie du 6 juillet 2013 ont induit une faible augmentation des teneurs en HAP dans les poissons du lac Mégantic et de la rivière Chaudière en 2013 et en 2014, sans que celles-ci atteignent les critères européens de consommation disponibles pour ces substances.

### 3.2.2 Composés perfluorés et polyfluoroalkylés

Les résultats obtenus indiquent que les concentrations de sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et de la somme des composés polyfluoroalkylés semblent stables dans le temps, et ce, autant dans les muscles que dans les viscères des meuniers noirs (tableau 5). Ces concentrations sont relativement faibles et pourraient être liées au bruit de fond régional. À titre de comparaison, ces concentrations sont environ du même ordre de grandeur que les niveaux de contamination mesurés dans les plans d'eau du nord du Canada, les régions du Pacifique et de l'Atlantique (< 3 ng/g poids frais; Environnement Canada, 2013). Des différences significatives ont toutefois été observées pour ces deux paramètres entre différents sites d'échantillonnage en 2013. Ainsi, les concentrations de PFOS dans les muscles des meuniers noirs étaient significativement plus élevées au kilomètre 15, alors que la somme des composés polyfluoroalkylés dans les muscles des meuniers noirs était significativement plus élevée dans le lac Mégantic (figure 15). D'autres sources de contamination pourraient expliquer ces niveaux légèrement plus élevés, mais toutefois faibles, mesurés dans les meuniers noirs échantillonnés dans le lac Mégantic et au PK 15.

Plusieurs composés perfluorés et polyfluoroalkylés entrent dans la composition des mousses extinctrices comme celles qui ont été utilisées lors de l'incendie du 6 juillet 2013. Cependant, seul le PFOS fait l'objet de recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement. En ce qui a trait aux teneurs dans les poissons, ces recommandations sont de 8300 ng/g pour la protection des poissons eux-mêmes et de 4,6 et 8,2 ng/g, respectivement, pour la protection des mammifères et des oiseaux qui s'alimentent de poissons (Environnement Canada, 2013). Une directive européenne propose un critère de qualité pour le PFOS dans les tissus biologiques à 9,1 ng/g (Union européenne, 2013). Un seul dépassement de la recommandation pour la protection des mammifères piscivores de 4,6 ng/g a été observé en 2013. Il s'agissait d'une teneur de 4,9 ng/g, mesurée dans un achigan à

petite bouche (*Micropterus dolomieu*) capturé en août 2013, à 18 km en aval du barrage Mégantic (MDDELCC, 2014).

Tableau 5 : Concentration moyenne  $\pm$  écart type (nombre de poissons) des composés perfluorés dans les muscles et les viscères des meuniers noirs prélevés en 2011, en 2013 et en 2014 dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière

Lieu	Année	PFOS (ng/g poids frais)		$\Sigma$ PFAS (ng/g poids frais)	
		Muscle	Viscères	Muscle	Viscères
Lac Mégantic	2011	1,24 $\pm$ 0,30 (8)	6,31 $\pm$ 1,61 (8)	4,72 $\pm$ 1,68 (8)	21,98 $\pm$ 8,34 (8)
	2013	1,46 $\pm$ 2,21 (3)	8,46 $\pm$ 4,15 (3)	5,81 $\pm$ 1,41 (3)	30,05 $\pm$ 14,52 (3)
Passe migratoire	2013	0,83 $\pm$ 0,31 (6)	5,20 $\pm$ 2,22 (5)	3,11 $\pm$ 1,03 (6)	16,99 $\pm$ 5,42 (5)
	2014	0,62 $\pm$ 0,03 (2)	3,57 $\pm$ 0,44 (2)	2,43 $\pm$ 0,21 (2)	14,70 $\pm$ 3,73 (2)
PK1	2013	1,05 $\pm$ 0,54 (4)	ND	2,66 $\pm$ 0,95 (4)	ND
	2013	1,61 $\pm$ 0,56 (7)	9,47 $\pm$ 2,90 (6)	4,56 $\pm$ 1,43 (7)	23,58 $\pm$ 7,36 (6)
PK15	2014	1,38 $\pm$ 0,39 (6)	8,02 $\pm$ 1,81 (6)	3,66 $\pm$ 0,89 (6)	19,61 $\pm$ 4,00 (6)

ND : Non disponible

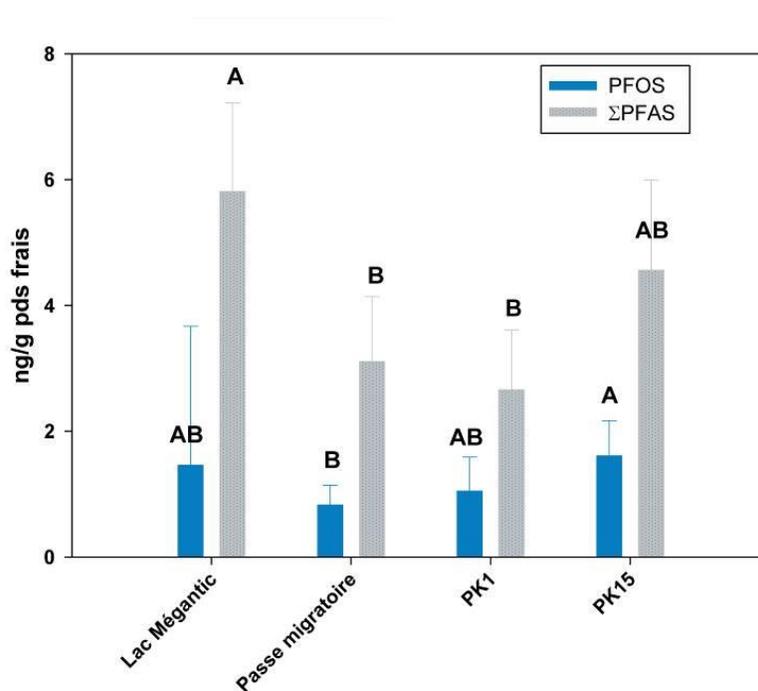


Figure 15 : Concentrations moyennes ( $\pm$  écart type) de PFOS et de la sommation des composés polyfluoroalkylés PFAS dans les muscles des meuniers noirs prélevés à l'été 2013 dans le lac Mégantic (n=3), dans la passe migratoire au pied du barrage (n=6), ainsi qu'au PK 1 (n=4) et au PK 15 (n=7). Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes.

D'après ces résultats, il n'y a pas d'évidence claire indiquant que les événements du 6 juillet 2013 aient entraîné une hausse des teneurs en PFOS ou de la somme des composés polyfluoroalkylés classiques dans les meuniers noirs. Aucun dépassement des recommandations fédérales pour le PFOS n'a été observé dans les muscles des meuniers noirs. Des analyses du poisson entier auraient peut-être généré plus de dépassements des critères, car, comme le montre le [tableau 5](#), les teneurs dans le foie et les viscères sont plus élevées que dans la chair. Ces organes constituent cependant une faible part du poids total des poissons.

Des composés polyfluoroalkylés émergents ont été récemment identifiés dans les mousses extinctrices (Lee et collab., 2014; Place et Field, 2012). Des résultats préliminaires, semi-quantitatifs, démontrent leur absence dans les tissus de meuniers noirs prélevés en 2011, alors qu'ils apparaissent dans les échantillons de 2013, pour considérablement diminuer en 2014 (figure 16). Il s'agit de différentes substances polyfluoroalkylées typiques des nouvelles formulations de mousses extinctrices (Place et Field, 2012) telles que le fluorotélomère sulfonamide bétaines (de types 6:2 FTAB et 8:2 FTAB) et le fluorotélomère bétaine (7:1:2 FTB).

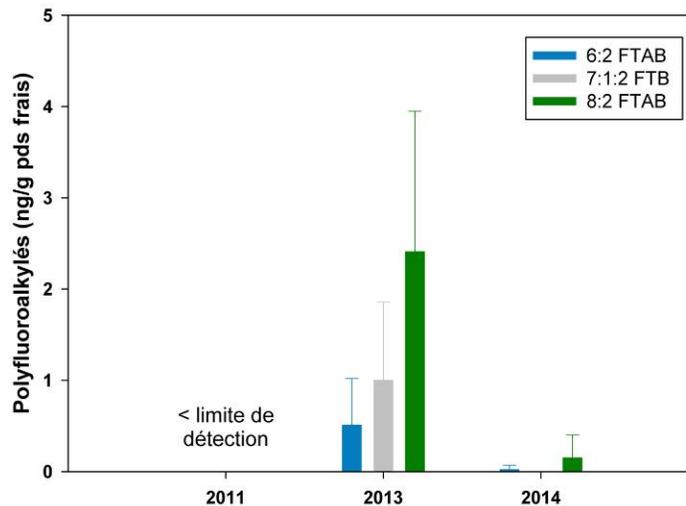


Figure 16 : Concentration des composés polyfluoroalkylés émergents dans les viscères des meuniers noirs prélevés en 2011 (n=8), en 2013 (n=14) et en 2014 (n=8) dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière

Enfin, les résultats préliminaires de bioaccumulation dans les poissons de substances polyfluoroalkylées émergentes portent à croire que le déversement de pétrole et, plus probablement, les retombées de l'utilisation de mousses extinctrices lors de l'incendie du 6 juillet 2013 ont fait augmenter les teneurs de certains composés polyfluoroalkylés dans les poissons de la rivière Chaudière dans les semaines et mois suivants la catastrophe, mais que ces teneurs avaient diminué en 2014. Les résultats de l'été 2014 ne sont pas encore tous disponibles pour ces substances, le portrait sera complété ultérieurement.

### 3.3 Toxicité des sédiments

#### 3.3.1 *Chironomus riparius* et *Hyaella azteca*

Parmi les sédiments de classe 1, c'est-à-dire dont la concentration en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> était inférieure à la valeur de référence – effet chronique (164 mg/kg), des effets significatifs, mais proches du seuil d'effet de 20 % ont été mesurés sur la mortalité des amphipodes à la station STA3A-3B et sur la croissance des amphipodes exposés au sédiment de la station 9 (tableau 6).

Pour les sédiments de classe 2, c'est-à-dire dont la concentration en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> était comprise entre les deux valeurs de référence, c'est-à-dire entre 164 et 832 mg/kg, des effets significatifs ont été mesurés sur la survie des chironomes exposés aux sédiments de la station DR49 et sur la croissance des amphipodes exposés aux sédiments des stations 24 et 405-406 (tableau 6). En ce qui concerne le sédiment de la station 405-406, il s'agissait en fait d'une stimulation de la croissance, plutôt que d'une inhibition, proche du seuil d'effet de 20 %.

L'explication la plus probable est la présence plus importante d'éléments nutritifs dans ce sédiment naturel par rapport au témoin qui a induit une stimulation de la croissance des organismes (Borgmann, 1994; MDDEFP et EC, 2013).

Enfin, pour les sédiments de classe 3, c'est-à-dire dont la concentration était supérieure à la valeur de référence – effet aigu (832 mg/kg), deux sédiments ont eu des effets sur les organismes ([tableau 6](#)). Le sédiment de la station DR57 a eu des effets sur la survie des amphipodes (45 % de mortalité). Le sédiment de la station DR42-56, le plus contaminé en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> (8 000 mg/kg) parmi les sédiments échantillonnés, est le seul qui a eu des effets sur tous les paramètres d'effet mesurés : 46 % de mortalité et 45,8 % d'inhibition de la croissance chez les larves de chironomes, ainsi que 60 % de mortalité et 37,5 % d'inhibition de la croissance chez les amphipodes. L'ensemble des résultats obtenus est présenté dans le [tableau 6](#).

Ces résultats indiquent que les hydrocarbures pétroliers présents dans certaines portions de la Haute Chaudière peuvent avoir des effets négatifs sur la survie ou la croissance des organismes benthiques. Ces résultats sont cohérents avec les données disponibles dans la littérature. En effet, par exemple, lors d'une étude en laboratoire avec *Chironomus dilutus*, Mroz (2011) a obtenu une CL<sub>50</sub> de 298 mg/kg (huiles et graisses), une Cl<sub>25</sub> pour la croissance de 200 mg/kg et une Cl<sub>25</sub> pour la biomasse de 89 mg/kg à la suite d'une exposition à du fioul no2. Dans cette même étude, une exposition de l'amphipode *Hyallela azteca*, pendant quatorze jours, à du fioul no2 et à du fioul no6, a conduit à des CL<sub>50</sub> de 278 et 608 mg/kg, à des Cl<sub>25</sub> pour la croissance de moins de 400 mg/kg et de moins de 50 mg/kg et à des Cl<sub>25</sub> pour la biomasse de 133 mg/kg et moins de 50 mg/kg avec le fioul no2 et le fioul no6 respectivement. Lors de l'exposition de *Hexagenia bilineata* à du pétrole brut (Rothville no2), de la mortalité a été observée à partir de 500 mg/kg (Ort et collab., 1995). Verbruggen et collaborateurs (2008) ont obtenu des CL<sub>50</sub> comprises entre 310 et 3 300 mg/kg lorsqu'ils ont exposé *Chironomus riparius*, *Hyallela azteca* et *Ephoron virgo* à deux types de produits pétroliers, de l'essence distillée grade A (DMA gasoil) et de l'huile hydraulique à haute viscosité grade 46 (HV46).

Tableau 6 : Synthèse des résultats (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange)

Classe de qualité	Stations	C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (mg/kg)	Mortalité (%)		Inhibition de la croissance (%)	
			<i>C. riparius</i>	<i>H. azteca</i>	<i>C. riparius</i>	<i>H. azteca</i>
Classe 1	STA4A-4B	<31	2	0	0,4	- 11,1
	394	<31	3	4	2,2	- 1,9
	9	<31	14	0	14,3	<b>24,9</b>
	STA3A-3B	<35	4	<b>24</b>	3,3	- 1,4
	121	<35	4	2	- 2,8	- 13,5
	301-302	<36	5	2	0,0	0,0
	95	<41	0	2	- 2,1	- 2,6
	469 b (ZA-39)	140	0	10	- 3,4	- 1,4
Classe 2	282	200	12	0	2,9	4,9
	388	200	2	2	- 4,4	- 3,9
	24	210	18	10	17,6	<b>32,1</b>
	DR49	260	<b>28</b>	2	3,8	- 0,5
	DR50	370	4	2	0,2	12,4
	405-406	550	4	0	- 5,5	- <b>21,5</b>
	48-49	650	8	2	1,6	7,1
	Classe 3	STA9A-9B	890	12	6	- 7,1
DR58		1100	16	2	10,6	0,5
STA6A		1500	2	12	19,5	12,4
DR57		3200	18	<b>45</b>	- 5,4	4,4
DR42-56		8000	<b>46</b>	<b>60</b>	<b>45,8</b>	<b>37,5</b>

### 3.3.2 Œufs de ménés à grosse tête et de truites brunes

Selon Gauthier et Couture (2015), l'exposition des ménés à grosse tête et des truites brunes, de l'œuf jusqu'à éclosion, à de l'eau contaminée par les hydrocarbures présents dans les sédiments de la rivière Chaudière n'a pas causé d'effets significatifs sur le taux de mortalité ni sur le temps d'éclosion des œufs, quand les résultats obtenus étaient comparés aux témoins.

L'activité enzymatique de la catalase et de la superoxyde dismutase mesurées dans les ménés à grosse tête et les truites brunes était similaire aux données retrouvées dans la littérature (Lapointe et collab., 2011; Peters et Livingstone, 1996; Yang, 2010). En revanche, les activités de la glutathion peroxydase étaient légèrement inférieures aux valeurs usuellement mesurées pour les deux espèces pour des tissus/espèces comparables (Peters et Livingstone, 1996; Yang, 2010). Étant donné que l'activité enzymatique antioxydante varie fortement au cours du développement embryonnaire puis larvaire chez les poissons (Peters et Livingstone, 1996), les valeurs présentées dans l'étude de Gauthier et collaborateurs (2015) semblent cohérentes avec les quelques données disponibles dans la littérature. Ces résultats semblent indiquer que l'eau contaminée par les hydrocarbures présents dans les sédiments de la rivière Chaudière ne semble pas avoir induit les enzymes du métabolisme du stress oxydant chez ces larves.

Des malformations squelettiques grossières causant des déformations de la colonne vertébrale ont été observées chez les deux espèces. Cependant, l'incidence de malformations pour le méné à grosse tête est très variable et n'a pas augmenté significativement avec la concentration en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> présents dans les sédiments évalués (Gauthier et Couture, 2015). Des exemples de ces malformations sont présentés dans la figure 17.



Figure 17 : Exemples des malformations observées durant cette étude. A : larve normale de méné à grosse tête; B : lordose chez le méné à grosse tête; C : scoliose chez le méné à grosse tête; D : truite brune normale E : lordose chez la truite brune; F : scoliose chez la truite brune (tiré de Gauthier et Couture, 2015)

Les larves de truite brune étant suffisamment grandes, il a été possible de faire la distinction entre deux types de malformations : la lordose (torsion dorsoventrale) et la scoliose (torsion latérale). L'incidence de lordose chez les larves de truite brune n'a pas augmenté significativement avec la concentration en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> présente dans les sédiments évalués. En revanche, une augmentation de l'incidence de scoliose a été mesurée chez les larves exposées à deux sédiments de classe 3, les sédiments des stations DR57 (3 200 mg/kg) et STA6A (8 000 mg/kg; figure 18) qui sont les sédiments les plus contaminés par les hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> parmi ceux qui ont été échantillonnés. Le taux de scoliose chez les larves de truites brunes était compris entre 0 et 33 %. Ces données sont cohérentes avec celles de la littérature scientifique. Ainsi, Linden (1978) a déterminé un taux de malformation du hareng (*Clupea harengus membras*) compris entre 3 et 42 %, à la suite d'une exposition à des fractions aqueuses d'hydrocarbures. L'exposition des jeunes stades de méné à grosse tête à des sédiments (Colavecchia et collab., 2004) et à des effluents (He et collab., 2012) dérivés des sables bitumineux a induit des taux de malformations variant entre 3 et 90 %.

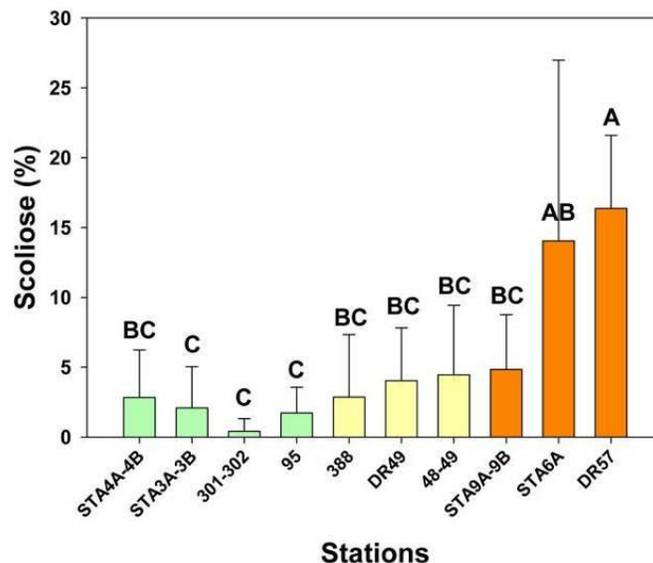


Figure 18 : Incidence de scoliose (haut) et de lordose (bas) chez les larves de truite brune (n=5 pour chaque station) Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange; adapté de Gauthier et Couture (2015). Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes.

Cette étude suggère que l'exposition à long terme des jeunes stades de truite brune aux sédiments les plus contaminés de la rivière Chaudière pourrait induire une augmentation des malformations des larves, ce qui pourrait influencer leur taux de survie, et, éventuellement, celui des populations de salmonidés. Par ailleurs, dans le milieu naturel, les œufs de truites seraient exposés durant une plus longue période, soit environ cinq ou six mois, contre deux mois dans cette étude. En effet, la truite brune fraie tard à l'automne (octobre – novembre) pour éclore au printemps (Scott et Crossman, 1973). En conséquence, d'autres effets qui n'ont pu être évalués dans le cadre de cette étude pourraient apparaître après cette exposition plus longue. Enfin, il convient de mentionner que les effets associés à une exposition directe des œufs aux hydrocarbures piégés entre les roches ou dans les graviers où se développent les œufs et les larves (Scott et Crossman, 1973) n'ont pas été évalués dans cette étude.

## 3.4 Effets sur les communautés

### 3.4.1 Les communautés de macroinvertébrés benthiques

Puisque les macroinvertébrés benthiques intègrent les multiples perturbations chimiques et physiques à court et moyen termes et qu'ils sont en contact direct avec les sédiments, les résultats de plusieurs campagnes de caractérisation ont été pris en compte dans l'analyse de l'état de santé des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière, soit celle de l'automne 2013 et celles de l'été et de l'automne 2014. Une classification du niveau de contamination globale a été octroyée à chacune des stations en fonction des concentrations en hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> dans les sédiments, en utilisant les résultats les plus déclassants obtenus à la suite de campagnes d'échantillonnage, entre 2013 et 2014 (Classe de qualité 2013-2014; [tableau 7](#)).

Le [tableau 7](#) présente les résultats de la caractérisation des communautés de macroinvertébrés benthiques prélevées en octobre 2014 où les sédiments ont également fait l'objet d'essais de toxicité (121, 282, 48-49, STA-6A et 24) et de celles prélevées en juin 2014 dans les sédiments de stations du PK 4,5 (DR41, DR42, DR49). Les résultats indiquent que la structure de la communauté benthique diffère en fonction du niveau de contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. La structure de la communauté des deux stations de classe 1 et 2 (121 et 282) est différente de celle des autres stations, y compris celles des stations du PK 4,5. Les Oligochaeta dominent dans les stations contaminées de 60 à 83 %, alors que les Chironomidae dominent celles de référence à environ 50 %. La tribu des Chironomini compose l'essentiel des Chironimidae présents. Les Oligochaeta semblent tolérants aux hydrocarbures pétroliers, alors que les Chironomidae de la tribu des Chironomini et les insectes y semblent sensibles ([tableau 7](#)).

Les résultats indiquent que la structure de la communauté benthique diffère en fonction du niveau de contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ([tableau 7](#)). Les variables qui semblent répondre à ce gradient de contamination sont : l'abondance relative des Oligochaeta, des Chironomidae, des Chironomini et des insectes. En 2014, les communautés benthiques des stations DR41, DR42 et DR49, localisées dans le secteur du PK 4,5, dont le niveau de contamination est majoritairement de classe 3, étaient dominées à plus de 60 % par les Oligochaeta alors que les Chironomini et les insectes, qui semblent plus sensibles aux hydrocarbures pétroliers, représentaient respectivement moins de 3 % et de 9 % de la communauté ([tableau 7](#)).

Tableau 7 : Abondance relative moyenne des macroinvertébrés benthiques présents dans les sédiments contaminés par hydrocarbures pétroliers (C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>) dans la rivière Chaudière (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange)

Stations	C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (2013) (min – max)	C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (2014) (min – max)	Classe de qualité (2013-2014) <sup>a</sup>	Abondance relative Oligochaeta	Abondance relative Insectes	Abondance relative Chironomidae	Abondance relative Chironomini
121	<LD	<LD	1	40	49,6	49,2	44,3
282	<LD -100 <sup>b</sup>	88-200	2	15,3	63,1	55,2	45,1
24	100-35000	<LD-6000	3	82,8	6,4	6,2	6
DR49	non disponible	260-1100	3	78,1	1,6	1	0,2
DR41	850-3500	<LD	3	60,7	8,8	7,8	2,4
48-49	870-9400	<LD-650	3	67,9	10,4	9,1	7,7
STA6A	540	480-1500	3	82,8	6,4	6,2	6
DR42	430-3500	2500-8000	3	66,7	1,3	0,6	0,2

<sup>a</sup> La classe de qualité déterminée à partir des résultats des analyses chimiques les plus déclassant de l'ensemble des campagnes de caractérisation effectuée aux stations d'échantillonnage.

<sup>b</sup> Plage de concentrations obtenues à cette station à la suite de plusieurs campagnes d'analyses de la qualité des sédiments par différents intervenants.

La figure 19 présente les résultats de la caractérisation des communautés de macroinvertébrés benthiques, réalisée à l'automne 2014, pour 17 stations, selon le protocole d'échantillonnage à substrat grossier du MDDELCC. Ces résultats montrent une amorce de récupération des communautés de macroinvertébrés benthiques par rapport aux résultats obtenus en 2013, dans les cinq premiers kilomètres de la rivière Chaudière, en aval du barrage de Lac-Mégantic (figure 19). Par ailleurs, il semble y avoir une bonne récupération des communautés benthiques dès le cinquième kilomètre en comparant les résultats de l'ISB<sub>SurVol</sub> obtenus en septembre et en octobre 2013 (Grenier, 2014) avec ceux de 2014 (MDDELCC, 2015b). Dès le cinquième kilomètre, les communautés benthiques affichent une bonne intégrité biotique aux différentes stations échantillonnées en 2014 jusqu'au soixante-quinzième kilomètre, à l'exception d'une station située au trente-neuvième kilomètre où la valeur de l'ISB<sub>SurVol</sub> se situe sous la valeur seuil de bon état (valeur seuil de 75; MDDEFP, 2013a).

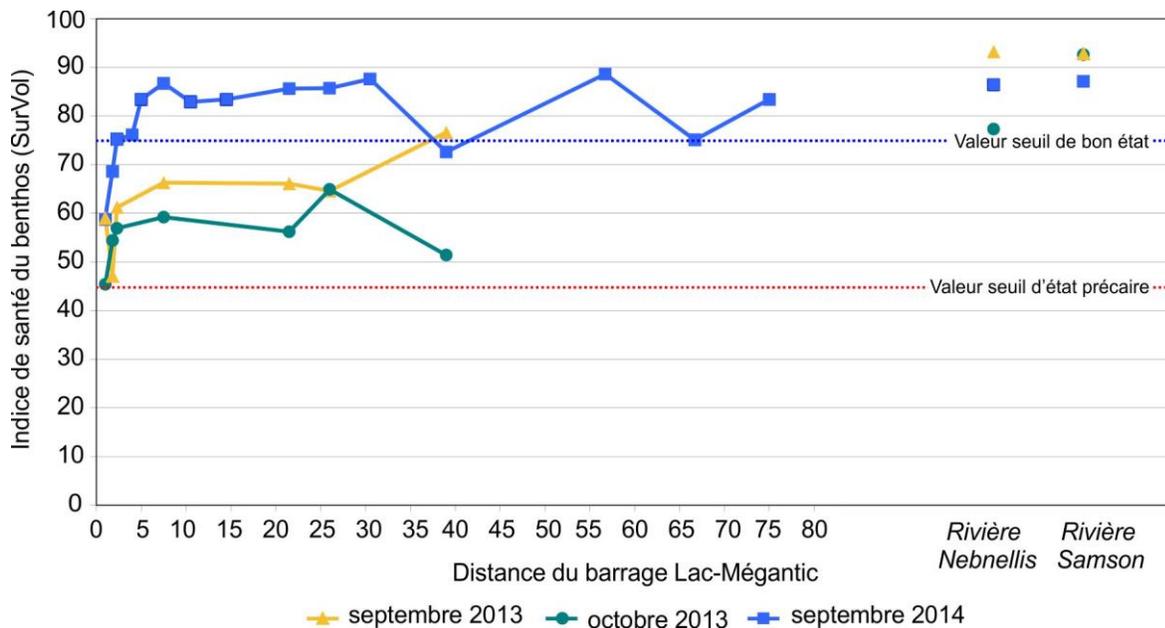


Figure 19 : Variation de l'ISB<sub>SurVol</sub> obtenu à l'automne 2013 et 2014 dans la rivière Chaudière, en fonction de la distance du barrage de Lac-Mégantic, et aux stations des rivières de référence (la ligne bleue correspond à la valeur seuil de bon état et la ligne rouge au seuil d'état précaire)

### 3.4.2 Les communautés de poissons

L'intégrité biotique de la communauté piscicole, évaluée par l'IIB dans l'ensemble de la rivière Chaudière, ne s'est pas améliorée entre les échantillonnages de 1994 et de 2014. Pour chacune des années, on retrouve deux stations dans la classe d'intégrité biotique très faible, six dans la classe faible et six dans la classe moyenne. De plus, l'abondance et la biomasse des poissons étaient inférieures aux données de 1994 de l'ordre de 66 % et de 48 %, respectivement (MDDELCC, 2015a).

L'analyse des données recueillies en 1994 et en 2014 dans la rivière Chaudière, par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDELCC, a mis en évidence une augmentation sans précédent du pourcentage de poissons affectés par des anomalies externes de type DELT (déformation, érosion, lésion, tumeur), dont une forte occurrence des poissons avec déformations et érosions des nageoires (MDDELCC, 2015a), et ceci, à la majorité des stations échantillonnées. Ainsi, la proportion de poissons atteints était souvent nulle ou faible en 1994, mais pouvait atteindre des valeurs aussi élevées que 35 et 47 % en 2014. Notons que, au-dessus de 5 % des poissons affectés par DELT, on considère que le milieu est fortement contaminé par des substances toxiques (MDDELCC, 2015a). L'érosion des

nageoires était l'anomalie qui affectait le plus grand nombre de poissons sur l'ensemble de la rivière Chaudière en 2014. Les déformations des nageoires étaient également très fréquentes, mais touchaient un pourcentage moins élevé de poissons de la communauté. Les autres types d'anomalies, comme les lésions sur les nageoires et les autres parties du corps, de même que les déformations du corps touchaient un faible pourcentage d'individus. Les tumeurs étaient totalement absentes (figure 20; MDDELCC, 2015a).

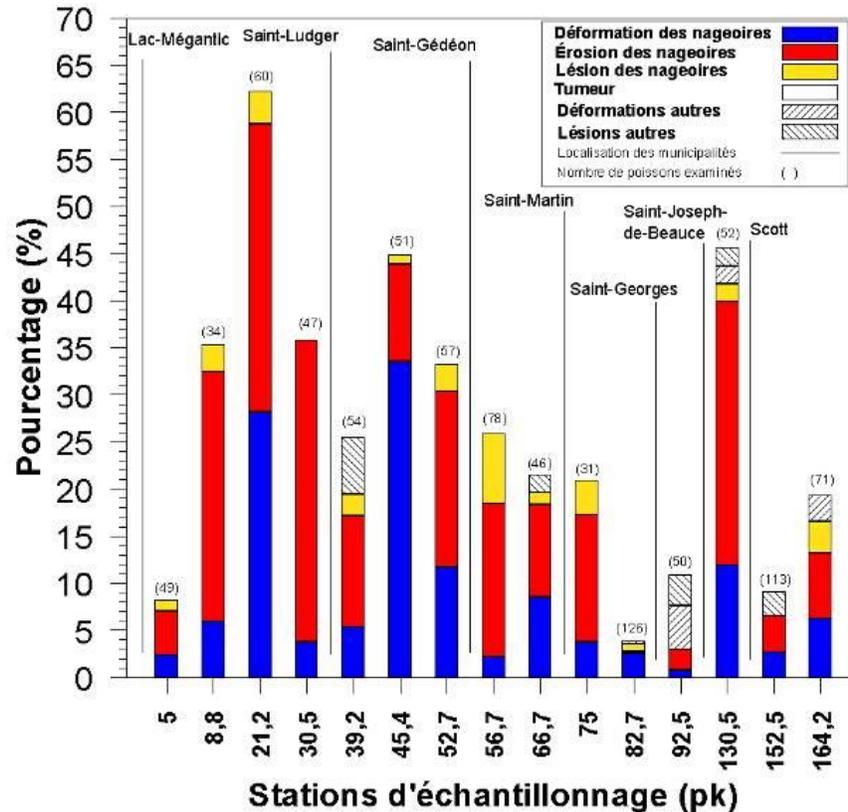


Figure 20 : Pourcentage de poissons de la communauté piscicole de la rivière Chaudière affecté par les différents types d'anomalies corporelles recensées en 2014 (figure tirée de MDDELCC, 2015a)

Ces résultats sont contraires à ceux attendus pour la rivière Chaudière puisque, depuis le début des années 1990, des efforts importants ont été mis en place pour assainir les eaux usées municipales et industrielles et contrer la pollution diffuse d'origine agricole dans le bassin versant de cette rivière. Le contact des poissons avec des résidus pétroliers (eau et sédiment), à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic en juillet 2013, est l'élément le plus probable pour expliquer ces résultats. D'ailleurs, en milieu marin ou lors d'exposition en laboratoire, les produits pétroliers sont connus pour induire une forte érosion des nageoires chez les poissons, comme ce qui a été observé dans la rivière Chaudière (Hargis et collab., 1984; Moles et Norcross, 1998; Perhar et Arhonditsis, 2014; Sindermann, 1982).

## 4. ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

### 4.1 Évaluation de l'exposition

De manière générale, les études de caractérisation des sédiments effectuées au cours de l'été 2014 démontrent une diminution des concentrations et de l'étendue de la contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. Cependant, plusieurs zones présentaient encore des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> qui dépassaient la valeur de référence d'effet aigu, principalement dans les dix premiers kilomètres de la rivière ainsi que dans le lac Mégantic, en bordure du parc des Vétérans. Des dépassements des critères de qualité des sédiments pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont également été observés dans quelques secteurs de la rivière localisés dans les quinze premiers kilomètres, de même que dans les sédiments du lac Mégantic (MDDELCC, 2015b).

Tel qu'expliqué dans la [section 2.3.1.](#), la qualité globale des sédiments a été déterminée selon le paramètre chimique ayant l'effet le plus déclassant. Étant donné que les analyses de métaux et de dioxines/furanes sont toutes sous la concentration d'effet probable (CEP), donc en classe 1 ([annexe 1](#)), la classe de qualité des sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière a été déterminée selon leur niveau de contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ([section 3.1.2](#)) ou en HAP lorsque des dépassements des critères sont observés ([section 3.1.3](#)). Les classes de qualité obtenues sont présentées dans le [tableau 8](#). Ainsi, lorsque l'on considère l'ensemble des contaminants analysés dans le cadre des projets 2.1, 2.2 et 2.3 :

- six échantillons de sédiment présentent des niveaux de contamination de classe 3, c'est-à-dire supérieure à la valeur de référence - effet aigu (VRA) ou à la concentration d'effet fréquent (CEF) pour au moins un contaminant;
- sept échantillons de sédiment sont de classe 2, c'est-à-dire comprise entre la VRA ou la CEF, et la valeur de référence - effet chronique (VRC) ou la concentration d'effet probable (CEP);
- sept échantillons de sédiment sont de classe 1, c'est-à-dire inférieure à la VRC et la CEP ([tableau 8](#)).

L'évaluation des effets biologiques a été effectuée en fonction de ces classes de qualité.

L'exposition directe des poissons au pétrole résiduel présent dans les sédiments est difficile à estimer puisque ces organismes peuvent ne pas être exposés en tout temps à cette contamination en raison de leur mobilité importante. D'après les études réalisées depuis 2013, le déversement de pétrole dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière n'a pas entraîné de bioaccumulation mesurable dans les poissons de mercure, des autres métaux, de BPC, de PBDE ou de dioxines et furanes chlorés (MDDELCC, 2014). En effet, pour ces substances, le niveau de contamination des poissons du lac Mégantic et de la rivière Chaudière en 2013 ne diffère guère de ce qui a été mesuré avant l'événement et de ce qui est mesuré sur d'autres plans d'eau du Québec. Il en va de même pour les niveaux de HAP et de composés perfluorés et polyfluoroalkylés mesurés dans les poissons en 2013 et en 2014 ([section 3.2.](#)). L'ensemble des résultats de bioaccumulation de l'été 2014 n'est pas encore disponible, le portrait sera complété ultérieurement.

Tableau 8 : Classement des sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière selon la concentration en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>, en HAP ainsi que le classement final selon le paramètre chimique le plus déclassant (Classe 1 en vert; Classe 2 en jaune et Classe 3 en orange)

Stations	Classement C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub>	Classement HAP	Classement final
STA4A-4B	1	1	1
9	1	1	1
394	1	1	1
STA3A-3B	1	1	1
121	1	1	1
301-302	1	1	1
95	1	1	1
469b/ZA-39	1	2	2
388	2	1	2
282	2	1	2
24	2	1	2
DR49	2	3	3
DR50	2	1	2
405-406	2	1	2
48-49	2	1	2
STA9A-9B	3	2	3
DR58	3	2	3
STA6A	3	1	3
DR57	3	3	3
DR42-56	3	2	3

## 4.2 Évaluation des effets

### 4.2.1 Évaluation de la toxicité des sédiments

Lorsque la teneur en hydrocarbures pétroliers ou en HAP était de classe 1, la mortalité et la croissance des stades larvaires d'insectes *Chironomus riparius* et des amphipodes *Hyalella azteca* ont été peu ou pas affectés par l'exposition aux sédiments de la rivière Chaudière et les organismes ont été peu ou pas contaminés par les hydrocarbures pétroliers (Figure 21).

Pour les sédiments de classe 2, peu d'effets délétères ont été observés, à l'exception de la station 24 pour laquelle une inhibition de la croissance de *H. azteca* a été observée. Les hyallèles vivent principalement à l'interface entre l'eau et le sédiment. Or, contrairement aux autres stations, le sédiment était argileux et très compact à cet endroit, donc moins propice à la survie de l'espèce, réduisant potentiellement la capacité de ces organismes à se nourrir adéquatement et contribuant ainsi à limiter leur croissance (Suedel et Rodgers, 1994; Wang et collab., 2004).

Les résultats confirment la présence, dans les sédiments de classe 3, de contaminants ayant un effet significativement toxique pour ces organismes benthiques, pour trois des six sédiments testés (annexe 4). De plus, globalement, la mortalité est significativement plus élevée dans les sédiments de classe 3 pour les chironomes *C. riparius*. Cette tendance est également observée pour *H. azteca*, mais elle n'est pas significative en raison de la plus grande variabilité des résultats pour les sédiments de classe 3 pour cette espèce (figure 21).

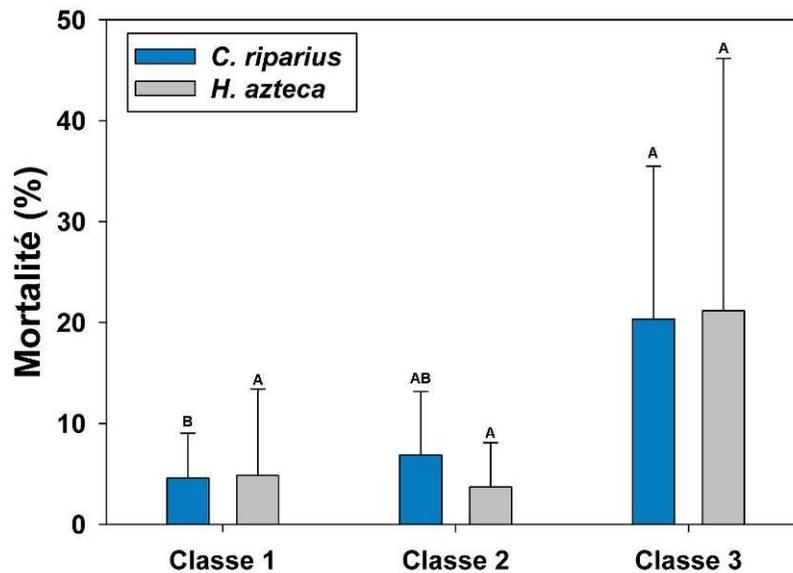


Figure 21 : Mortalité moyenne ( $\pm$  écart type) de *Chironomus riparius* et *Hyalella azteca* en fonction des classes de qualité des sédiments, basées sur l'ensemble des contaminants mesurés (Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes.)

Dans les conditions expérimentales retenues, les expositions d'œufs de poissons ont permis de mettre en évidence un temps d'éclosion significativement plus long, lorsque l'on compare les résultats en fonction des classes de qualité, et non par rapport aux témoins, et un pourcentage de scoliose significativement plus élevé pour les larves de truite brune (*Salmo trutta*) exposées à des sédiments de classe 3 (figure 22). Les sédiments de classe 1 et 2 ont démontré peu ou pas d'effet toxique pour les espèces de poissons étudiés (figure 22). Selon cette étude, il semble donc que l'exposition à long terme des jeunes stades de poissons à de l'eau en contact avec les sédiments les plus contaminés de la rivière Chaudière, vraisemblablement des sédiments de classe 3 pour les teneurs en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ou en HAP, pourrait induire une augmentation des malformations des alevins et ainsi nuire à leur survie et à leur développement.

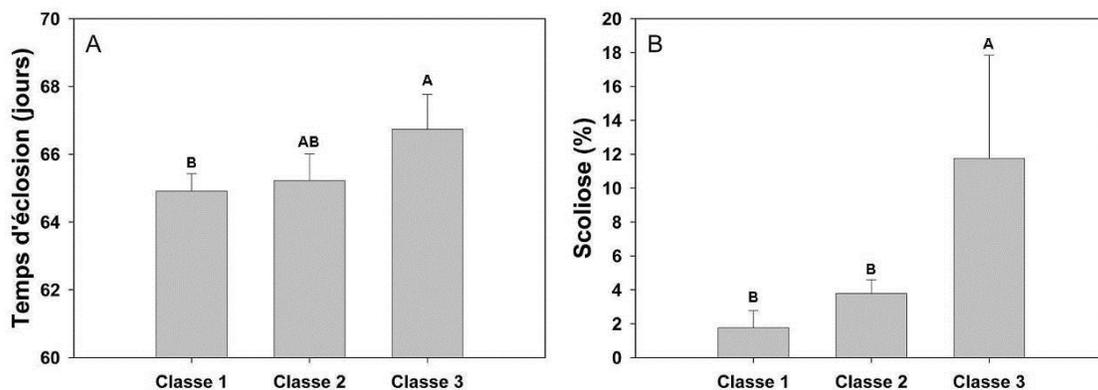


Figure 22 : Temps d'éclosion moyen ( $\pm$  écart type) (A) et incidence de scoliose (B) chez les truites brunes (*Salmo trutta*) exposées aux sédiments échantillonnés dans la rivière Chaudière (Les valeurs associées aux bâtonnets avec des lettres communes ne sont pas significativement différentes.)

Les résultats obtenus dans ces deux études mettent en évidence le potentiel toxique des sédiments les plus contaminés par les hydrocarbures pétroliers, c'est-à-dire les sédiments de classe 3, ici les stations STA6A, DR49 et DR57, pour les invertébrés benthiques et les poissons.

#### 4.2.2 Évaluation des effets du pétrole résiduel sur les communautés

Pour les communautés de macroinvertébrés benthiques échantillonnées dans les sédiments de la rivière Chaudière, les sites où les sédiments étaient de classe 1 ou 2, les insectes aquatiques (stades larvaires et adultes) constituaient de 50 à 63 % de la communauté (majoritairement les Chironimidae de la tribu des Chironomini) et les vers Oligochaeta de 15 à 40 %. Dans les six sites où les sédiments étaient fortement contaminés, c'est-à-dire de classe 3, la dominance était inversée : le pourcentage d'insectes aquatiques représentait 6 à 10 % de la communauté, alors que le pourcentage d'Oligochaeta augmentait à 68 – 83 % (section 4.2.1.). Or, les communautés dominées par les Oligochaeta sont typiques des milieux pollués (Masson et collab., 2010). Les résultats indiquent ainsi que les communautés de macroinvertébrés benthiques des sédiments de classe 3 présentent des caractéristiques d'une communauté benthique exposée à un habitat dégradé ou à la présence d'une contamination chimique. Les résultats obtenus sur le terrain vont dans le même sens que les observations effectuées en laboratoire avec les chironomes et les amphipodes où une augmentation significative de la mortalité a été observée avec les sédiments de classe 3. Pour les communautés de macroinvertébrés benthiques échantillonnées dans les seuils et les plats courants (substrat grossier), à l'automne 2013 et 2014, les résultats de l'ISB<sub>Surv</sub> montrent une amélioration de l'intégrité biotique en 2014. Toutefois, les stations échantillonnées dans les cinq premiers kilomètres présentent toujours en 2014 des communautés benthiques d'intégrité précaire ou à la limite de la valeur seuil du bon état (section 4.2.1.). Ce qui est cohérent avec les concentrations d'hydrocarbures pétroliers plus élevées dans les quinze premiers kilomètres de la rivière (MDDELCC, 2015b).

Pour les communautés de poissons, le fait que l'indice d'intégrité variait de très faible à moyen et que les taux d'anomalies physiques, notamment de l'érosion et des déformations des nageoires, étaient très élevés chez les poissons observés en 2014 (section 4.2.2.), est attribuable, selon toute vraisemblance, au déversement de pétrole de juillet 2013 (MDDELCC, 2015a; MDDELCC, 2015b). Les résultats obtenus en laboratoire sur les œufs et les larves de truites brunes vont dans le sens de cette conclusion. En effet, les malformations des larves étaient significativement plus élevées à la suite d'une exposition à une eau contaminée par du pétrole résiduel issu des sédiments de classe 3 de la rivière Chaudière (section 4.1.2.).

### 4.3 Évaluation du risque écotoxicologique

Les résultats obtenus dans cette étude ont été utilisés pour établir une grille du poids de la preuve (tableau 9). Des cotes ont été attribuées pour traduire le niveau de contamination des sédiments et le niveau d'effet mesuré dans le cadre des essais de toxicité sur les invertébrés benthiques et sur les œufs et larves de poissons, ainsi que dans le cadre de l'étude des effets sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques dans les sédiments. Étant donné qu'il est difficile d'estimer l'exposition des communautés de poissons *in situ* à la contamination résiduelle en hydrocarbures pétroliers présents dans les sédiments, les résultats des suivis des communautés de poissons n'ont pas été intégrés dans la grille de poids de la preuve. Il en va de même pour les résultats de bioaccumulation dans les tissus de poissons qui sont peu discriminants. Finalement, les résultats du suivi des communautés benthiques dans les substrats grossiers ne sont pas intégrés dans l'évaluation du risque. Notons que les observations de récupération des communautés décrites à la section 3.4.1 sont cohérentes avec une réduction de 25 à 15 % de la contamination dans les sections de galets et de roches définie qualitativement par inspection visuelle (MDDELCC, 2015b).

L'ensemble des résultats obtenus permet de conclure que :

- pour les sédiments de classe 1, seuls des effets proches du seuil d'effet de 20 % ont été mesurés sur la mortalité ou la croissance des amphipodes à deux stations. Aucun effet toxique n'a été observé chez les

poissons ou sur la structure des communautés benthiques. Par conséquent, le risque associé à une exposition à des sédiments qui contiennent des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ou en HAP de classe 1, pour les organismes aquatiques, tels que les invertébrés benthiques et les poissons, apparaît très faible et non préoccupant.

- Pour les sédiments de classe 2, l'étude a mis en évidence un effet toxique significatif de la contamination résiduelle sur les invertébrés benthiques pour une seule station. Aucun effet n'a été observé chez les œufs de poissons et pour les communautés de macroinvertébrés benthiques. Par contre, le nombre de stations étudiées pour ces deux paramètres est faible. Les résultats obtenus semblent indiquer que le risque associé à une exposition à des sédiments qui contiennent des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ou en HAP de classe 2, pour les organismes aquatiques, tels que les invertébrés benthiques et les poissons, apparaît faible.
- Pour les sédiments de classe 3, l'étude a mis en évidence des effets sur la survie des organismes benthiques, sur le développement des larves des poissons et sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques. Notons également qu'il semble que les contaminants présents dans ces sédiments peuvent induire des anomalies physiques externes chez les poissons de la rivière. Ces résultats indiquent donc que le risque associé à une exposition à des sédiments qui contiennent des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ou en HAP de classe 3 pour les organismes aquatiques, tels que les invertébrés benthiques et les poissons, apparaît élevé.

Tableau 9 : Grille du poids de la preuve en fonction des différents outils utilisés pour l'évaluation du risque écotoxicologique (○ : absence d'effet; ● : effet faible; ●● : effet moyen; ●●● : effet élevé)

Niveau de contamination des sédiments	Classe 1 ○	Classe 2 ●	Classe 3 ●●
<b>Toxicité pour les organismes benthiques</b>	Toxicité significative dans 2/7 stations pour un seul paramètre d'effet  ●	Toxicité significative dans 1/7 pour un seul paramètre d'effet  ●	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Toxicité significative dans 3/6 stations dont une avec des effets sur chaque paramètre d'effet.</li> <li>• Augmentation de la mortalité pour les deux espèces testées selon le gradient de concentration</li> </ul> ●●
<b>Toxicité pour les œufs et les jeunes stades de poissons</b>	Aucun effet observé (4 stations)  ○	Aucun effet observé (2 stations)  ○	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Effets significatifs sur l'apparition de scoliose pour 3/6 sédiments.</li> <li>• Augmentation du temps d'éclosion</li> </ul> ●●
<b>Effets sur les communautés de macroinvertébrés benthiques</b>	Aucun effet notable observé (1 station)  ○	Aucun effet notable observé (1 station)  ○	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Diminution de la présence d'insectes et de chironomides</li> <li>• Augmentation des oligochètes</li> </ul> ●●

## 5. ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE L'ERE

Les principales sources d'incertitudes liées à cette étude sont les suivantes :

- Trente-sept HAP ou dérivés alkylés ont été mesurés en concentrations significativement plus élevées dans les sites contaminés. Ces substances n'ont pu être considérées dans l'évaluation du risque puisque nous ne disposons pas de critères de qualité. Or, des anomalies chez les embryons et des effets sur le développement larvaire des truites ou du médaka japonais ont été observés à la suite d'une exposition à des HAP alkylés (Barjhoux et collab., 2014; Le Bihanic et collab., 2014a; Le Bihanic et collab., 2014b).
- L'évaluation des niveaux de contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> a été effectuée à partir de valeurs de référence intérimaires. Notons que le comité fédéral-provincial du Plan d'action Saint-Laurent portant sur l'élaboration des critères de qualité des sédiments a recommandé de poursuivre le suivi du dossier de la rivière Chaudière à partir des valeurs de référence intérimaires définies en 2013. Le comité poursuivra ses travaux visant ultimement à la mise en place d'un critère de qualité spécifique aux hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> lorsqu'il y aura suffisamment de données disponibles.
- Les essais de toxicité réalisés en laboratoire, dans le cadre de cette étude, ne permettent pas de vérifier l'ensemble des effets possibles sur les invertébrés benthiques. En effet, à titre d'exemple, l'influence de la contamination des sédiments sur la reproduction ou sur l'émergence de ces organismes n'a pas été évaluée.
- Les essais de toxicité réalisés en laboratoire, dans le cadre de cette étude, ne permettent pas de vérifier l'ensemble des effets possibles sur les poissons. Par ailleurs, pour des raisons pratiques, le développement embryonnaire des poissons a été accéléré en augmentant la température d'exposition à 10 °C, après un mois d'exposition à 4 °C, afin que le développement larvaire se fasse dans un délai raisonnable. Ainsi, les œufs ont été exposés pendant un total de deux mois, alors que dans le milieu naturel, les œufs de truite brune seraient exposés durant une plus longue période, soit cinq à six mois avant l'éclosion. Cette exposition plus longue pourrait donner lieu à d'autres effets que ce qui a pu être observé en laboratoire. De plus, les essais en laboratoire visaient uniquement à vérifier l'effet d'une exposition des œufs à de l'eau en contact avec les sédiments contaminés. Dans la rivière, le contact direct des œufs avec les hydrocarbures piégés entre les roches ou dans les sédiments pourrait donner lieu à d'autres effets. Enfin, seuls deux échantillons de classe 2 ont fait l'objet d'essais de toxicité avec les œufs de truites, ce qui ne permet pas de conclure à l'absence totale de risque pour le développement des œufs et des larves de truites à des concentrations correspondant à la valeur de référence d'effet chronique.
- L'évaluation *in situ* des effets de la contamination des sédiments sur les communautés de macroinvertébrés benthiques suggère la présence d'effets liés au déversement et un début de rétablissement des communautés. Cependant, en raison du nombre limité de stations et de l'hétérogénéité de la contamination constatée aux stations, aucun gradient de contamination n'a pu être évalué. Seuls deux groupes de stations ont fait l'objet d'une évaluation de la structure des communautés présentes dans les sédiments, soit un groupe de référence et un groupe contaminé (classe 3). Les résultats des suivis effectués dans les substrats grossiers n'ont pas été intégrés dans la grille de poids de la preuve étant donné qu'il est difficile d'estimer l'exposition des communautés *in situ* à partir des données d'inspection visuelle.
- Les résultats des suivis des communautés de poissons n'ont pas été intégrés dans la grille de poids de la preuve étant donné qu'il est difficile d'estimer l'exposition des communautés de poissons *in situ* à la contamination résiduelle en hydrocarbures pétroliers présents dans les sédiments. Cependant, le contact des poissons avec des résidus pétroliers (eau et sédiment), à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic en juillet 2013, est l'élément le plus probable pour expliquer l'augmentation des malformations.

## 6. CONCLUSIONS

Cette étude a mis en évidence un risque écotoxicologique lié à la présence d'hydrocarbures pétroliers et de HAP dans les sédiments de la rivière Chaudière à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic, à des concentrations de classe 3, c'est-à-dire supérieures à la valeur de référence - effet aigu (VRA) ou à la concentration d'effet fréquent (CEF) pour au moins un contaminant :

- Les résultats des essais de toxicité menés en laboratoire ont mis en évidence que les sédiments les plus contaminés par les hydrocarbures pétroliers, parmi ceux qui ont été échantillonnés, ont eu des effets négatifs sur la survie ou la croissance des organismes benthiques.
- Dans les essais menés en laboratoire, les sédiments les plus contaminés par les hydrocarbures pétroliers ont causé une augmentation de l'incidence des déformations de la colonne vertébrale des larves de truites brunes.
- Dans les sédiments les plus contaminés par les hydrocarbures pétroliers, la structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques est modifiée en comparaison de celle que l'on retrouve dans les sédiments peu ou pas contaminés; elle est dominée par les Oligochaeta. De plus, les stations échantillonnées dans les cinq premiers kilomètres pour le suivi des macroinvertébrés dans les substrats grossiers présentent une intégrité biologique encore précaire ou à la limite de la valeur seuil du bon état en septembre 2014.
- Dans la rivière Chaudière, la communauté de poissons semble également appauvrie et présente des anomalies physiques externes qui pourraient être dues à la présence de pétrole résiduel dans les sédiments.

Par conséquent, dans la rivière Chaudière, certains secteurs, localisés principalement dans les quinze premiers kilomètres de la rivière, où des sédiments ont été prélevés en 2014, sont caractérisés par des concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ou en HAP (classe 3) susceptibles de présenter un risque écotoxicologique pour les organismes aquatiques. Ce résultat implique la nécessité de poursuivre les programmes de suivi de la contamination des sédiments et de l'état des communautés de macroinvertébrés benthiques et de poissons, tel que proposé par le Comité expert pour la période allant de 2015 à 2017 (MDDELCC, 2015b).

Par ailleurs, la contamination des sédiments de classe 3 étant jugée problématique, selon le guide sur les critères de qualité des sédiments (EC et MDDEP, 2007), la restauration des sites présentant ce niveau de contamination est souhaitable. Une réflexion complémentaire devra être menée pour établir si le processus de restauration est réalisable et quelles devront être les mesures à adopter en priorité et ainsi définir les gains environnementaux de la restauration. Les décisions à ce sujet doivent se prendre en cas par cas, en tenant compte du niveau de contamination, mais aussi d'autres facteurs tels que :

1. l'étendue de la zone contaminée;
2. les effets appréhendés sur le milieu, qui peuvent varier selon les caractéristiques biophysiques de chaque site;
3. la faisabilité technique et financière de la restauration et ses impacts potentiels sur le milieu;
4. la capacité du milieu de se rétablir par atténuation naturelle.

Les conclusions de cette étude peuvent être considérées comme valables pour les zones du lac Mégantic ayant été contaminées par les hydrocarbures pétroliers déversés lors de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic.

## 7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 2004. *Détermination de la toxicité des sédiments d'eaux douces vis-à-vis de Hyallela azteca - Partie 1 : sédiment naturels – XP T90-339-1*. Paris, France, Rapport technique, AFNOR.
- Allaire-Verville, M., 2015. *Revue de littérature sur la toxicité des hydrocarbures pétroliers présents dans les sédiments et sur les critères de qualités existants pour les eaux douces et marines*, Université du Québec à Rimouski et Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 30 p. + annexes.
- Anson, J., V. Pettigrove, M. E. Carew et A. Hoffmann, 2008. « High molecular weight petroleum hydrocarbons differentially affect freshwater benthic macroinvertebrate assemblages ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **27**: 1077-1083.
- Atlantic RBCA, 2012. *Ecological screening protocol for petroleum impacted sites in Atlantic Canada-Scientific Rationale, Version 3, 44 pages*.
- Babut, M. P., H. Delmas, M. Bray, C. Durrieu, Y. Perrodin et J. Garric, 2006. « Characterizing the risks to aquatic ecosystems: A tentative approach in the context of freshwater dredged material disposal ». *Integrated Environmental Assessment and Management* **2**: 330-343.
- Barjhoux, I., J. Cachot, P. Gonzalez, H. Budzinski, K. Le Menach, L. Landi, B. Morin et M. Baudrimont, 2014. « Transcriptional responses and embryotoxic effects induced by pyrene and methylpyrene in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) early life stages exposed to spiked sediments ». *Environmental Science and Pollution Research international* **21**: 13850-13866.
- Benedetti, M., F. Ciapri, F. Piva, F. Onorati, D. Fattorini, A. Notti, A. Ausili et F. Regoli, 2012. « A multidisciplinary weight of evidence approach for classifying polluted sediments: Integrating sediment chemistry, bioavailability, biomarkers responses and bioassays ». *Environment International* **38**: 17-28.
- Bertin, D., B. J. D. Ferrari, P. Labadie, A. Sapin, J. Garric, H. Budzinski, M. Houde et M. Babut, 2014. « Bioaccumulation of perfluoroalkyl compounds in midge (*Chironomus riparius*) larvae exposed to sediment ». *Environmental Pollution* **189**: 27-34.
- Borgmann, U., 1994. « Chronic toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalella azteca*; Importance of ammonium ion and water hardness ». *Environmental Pollution* **86**: 329-335.
- Cachot, J., M. Law, D. Pottier, L. Peluhet, M. Norris, H. Budzinski et R. Winn, 2007. « Characterization of toxic effects of sediment-associated organic pollutants using the  $\lambda$  transgenic medaka ». *Environmental Science and Technology* **41**: 7830-7836.
- Castro, M. et W. Lawing, 1995. « A study of sampling strategies for estimating growth parameters in fish populations ». *Fisheries Research* **22**: 59-75.
- CEAEQ, 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec : 139 p.
- CEAEQ, 2006. *Détermination du carbone et du soufre : méthode par combustion et dosage par spectrophotométrie infrarouge*, MA. 310 - CS 1.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec : 9 p.
- CEAEQ, 2010. *Détermination de la granulométrie*, MA 100 - Gran 2.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec : 11 p.
- CEAEQ, 2011a. *Détermination des dibenzo-para-dioxines polychlorés et dibenzofurane polychlorés : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs : 33 p.
- CEAEQ, 2011b. *Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse*. MA. 400 - HAP 1.1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec : 27 p.
- CEAEQ, 2013. *Détermination des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme*, MA. 400 – HYD. 1.1. Rév. 1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec : 16 p.

- CEAEQ, 2014a. *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à la source ionisante ou plasma d'argon*, MA. 200 - Mét 1.2, Rév. 5. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec : 36 p.
- CEAEQ, 2014b. *Détermination du carbone organique total dans les solides : dosage par titration* MA. 405 - C 1.1, Rév. 1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques : 9 p.
- CEAEQ, en préparation. *Détermination des produits perfluorés : dosage par chromatographie en phase liquide couplée à un spectromètre de masse en tandem*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Chapman, P. M., 1990. « The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation ». *Science of the Total Environment* **97/98**: 815-825.
- Chapman, P. M. et J. Anderson, 2005. « A decision-making framework for sediment contamination ». *Integrated Environmental Assessment and Management* **1**: 163-173.
- Cloutier, P.-L., F. Fortin, M. Fournier, P. Brousseau, P.-E. Groleau et M. Desrosiers, 2014. « Method development for the determination of PAHs in biological samples ». *Journal of Xenobiotics* **4 (4897)**: 70-72.
- Colavecchia, M. V., S. M. Backus, P. V. Hodson et J. L. Parrot, 2004. « Toxicity of oil sands to early life stages of fathead minnows (*Pimephales promelas*) ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **23**: 1709-1718.
- Commission européenne (2011). *Règlement (UE) n° 835/2011 du 19 août 2011 modifiant le règlement (CE) n° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les denrées alimentaires*, Journal officiel de l'Union européenne, L 215/4 – L 215/8.
- Di Toro, D. M., J. A. McGrath et D. J. Hansen, 2000. « Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **19(8)**: 1951-1970.
- DiToro, D. M. et J. A. McGrath, 2000. « Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. II. Mixtures and sediments ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **19(8)**: 1971-1982.
- EC, 1997. *Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (Chironomus tentans ou Chironomus riparius) dans les sédiments*, Environnement Canada, Centre de technologie environnementale, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, rapport SPE 1/RM/32, 133 p.
- EC, 2013. *Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole Hyalella azteca dans les sédiments et l'eau*, Environnement Canada, Direction générale de la science et de la technologie, rapport SPE 1/RM/33, deuxième édition, 180 p.
- EC et MDDEP, 2007. *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*, 39 p.
- Environnement Canada, 2013. *Sulfonate de perfluorooctane dans l'environnement canadien. Rapport n° En14-96/2013F-PDF*, ISBN 978-0-660-21009-4, 25 p.
- Environnement Canada et Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2007. *Cadre décisionnel pour Canada - Ontario : Concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, Environnement Canada; ministère de l'Environnement de l'Ontario : 84 p.
- Gauthier, C. et P. Couture, 2015. *Évaluation de la toxicité des sédiments de la rivière Chaudière pour les jeunes stades de deux espèces de poissons*. Rapport de recherche INRS - ETE No R1535, ISBN 978-2-550-73730-8. 21 p. + ann.
- Golder et Associés, 2014. *Rapport de caractérisation de la rivière Chaudière*. Rapport présenté au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction régionale du Centre de contrôle environnemental de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, version finale, 75 p. + tableaux, figures et annexes.
- Goodnight, C. J., 1973. « The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution ». *Transaction of the American Microscopical Society* **92**: 1-13.
- Grenier, M., 2014. *Accident ferroviaire de Lac-Mégantic : Impact du déversement de pétrole brut et des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière-automne 2013*. Rapport préparé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). 72 p. + 4 ann.

- Hargis, W. J. J., M. H. J. Roberts et D. E. Zwerner, 1984. « Effects of contaminated sediments and sediment-exposed effluent water on an estuarine fish: acute toxicity ». *Marine Environmental Research* **14**: 337-354.
- He, Y., S. Patterson, N. Wang, M. Hecker, J. W. Martin, M. G. El-Din, J. P. Giesy et S. B. Wiseman, 2012. « Toxicity of untreated and ozone-treated oil sands process-affected water (OSPW) to early life stages of the fathead minnow (*Pimephales promelas*) ». *Water Research* **46**: 6359-6368.
- Hull, R. N. et S. Swanson, 2006. « Sequential Analysis of Lines of Evidence—An Advanced Weight-of-Evidence Approach for Ecological Risk Assessment ». *Integrated Environmental Assessment and Management* **2**: 302-311.
- Kalachova, K., J. Pulkrabova, L. Drabova, T. Cajka, V. Kocourek et J. Hajslova, 2011. « Simplified and rapid determination of polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers, and polycyclic aromatic hydrocarbons in fish and shrimps integrated into a single method ». *Analytica Chimica Acta* **707**: 84-91.
- Karjalainen, A.-M., J. Kilpi-Koski, A. O. Väisänen, S. Penttinen, C. A. M. Van Gestel et O.-P. Penttinen, 2009. « Ecological risks of an old wood impregnation mill: Application of the Triad approach, Ecological risks of CCA-contaminated soil ». *Integrated Environmental Assessment and Management* **5**: 379-389.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant et I. J. Schlosser, 1986. *Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale*, Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois, special publication no 5, 28 p.
- Lapointe, D., F. Pierron et P. Couture, 2011. « Individual and combined effects of heat stress and aqueous or dietary copper exposure in fathead minnows (*Pimephales promelas*) ». *Aquatic Toxicology* **108**: 80-85.
- Le Bihanic, F., C. Clerandeu, K. Le Menach, B. Morin, H. Budzinski, X. Cousin et J. Cachot, 2014a. « Developmental toxicity of PAH mixtures in fish early life stages. Part II: adverse effects in Japanese medaka ». *Environmental Science and Pollution Research International* **21**: 13732-13743.
- Le Bihanic, F., B. Morin, X. Cousin, K. Le Menach, H. Budzinski et J. Cachot, 2014b. « Developmental toxicity of PAH mixtures in fish early life stages. Part I: adverse effects in rainbow trout ». *Environmental Science and Pollution Research international* **21**: 13720-13731.
- Lee, H., A. G. Tevlin, S. A. Mabury et S. A. Mabury, 2014. « Fate of Polyfluoroalkyl Phosphate Diesters and Their Metabolites in Biosolids-Applied Soil: Biodegradation and Plant Uptake in Greenhouse and Field Experiments ». *Environmental Science & Technology* **48**: 340-349.
- Linden, O., 1978. « Biological effects of oil on early development of the Baltic herring *Clupea harengus membras* ». *Marine Biology* **45**: 273-283.
- Lowell, R. B., J. M. Culp et M. G. Dube, 2000. « A weight-of-evidence approach for northern river risk assessment: Integrating the effects of multiple stressors ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **19**: 1182-1190.
- Luckenback, T., H. Ferling, M. Gernhöfer, H.-R. Köhler, R.-D. Negele, E. Pfefferle et R. Triebkorn, 2003. « Developmental and subcellular effects of chronic exposure to sub-lethal concentrations of ammonia, PAH and PCP mixtures in brown trout (*Salmo trutta f. fario* L.) early life stages ». *Aquatic Toxicology* **65**: 39-54.
- Masson, S., M. Desrosiers, B. Pinel-Alloul et L. Martel, 2010. « Relating macroinvertebrate community structure to environmental characteristics and sediment contamination at the scale of the St. Lawrence River ». *Hydrobiologia* **647**: 35-50.
- MDDEFP, 2013a. *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, 2013. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), deuxième édition : 88 p. (incluant 6 ann.).
- MDDEFP, 2013b. *Lignes directrices pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Lac-Mégantic et de la rivière Chaudière, en lien avec l'accident ferroviaire du 6 juillet 2013*. ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, 7 p.
- MDDEFP et EC, 2013. *L'évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, 35 p. + ann.
- MDDELCC, 2014. *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Rapport du comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers – Constats, Recommandations, Actions proposées*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 40 p. + ann.

- MDDELCC, 2015a. *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Impact sur les communautés piscicoles de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (en préparation).
- MDDELCC, 2015b. *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Deuxième rapport du comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers - Constats - Recommandations - Actions proposées pour 2015 - 2017*. 36 p. + ann.
- MDDELCC, 2015c. *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Évaluation de la toxicité des sédiments de la rivière Chaudière pour deux organismes benthiques*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ISBN 978-2-550-73729-2. 14 p. + ann.
- MDDELCC, 2015d. *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Évaluation in situ de la toxicité des sédiments de la rivière Chaudière sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, un an après le déversement*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (en préparation).
- MDDELCC, 2015e. *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Évaluation de l'intégrité biotique des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière, automne 2013 et 2014*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (en préparation).
- MDDEP, 2011. *Manuel des anomalies externes observées chez les poissons*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, rapport interne, 101 p.
- Moisan, J., 2010. *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 — Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-58416-2 (version imprimée), 82 p. (dont 1 ann.).
- Moisan, J. et L. Pelletier, 2008. *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86 p. (dont 6 ann.).
- Moles, A. et B. L. Norcross, 1998. « Effects of oil-laden sediments on growth and health of juvenile flatfishes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**: 605-610.
- Mroz, R., 2011. *Toxicity of Freshwater Sediment Spiked with Petroleum Hydrocarbons to Hyalella azteca and Chironomus dilutus – Final Report. Environnement Canada et Aquatox*, 251 p.
- Munoz, G., S. Vo Duy, H. Budzinski, P. Labadie, J. Liu et S. Sauvé, 2015. « Quantitative analysis of poly- and perfluoroalkyl compounds in water matrices using high resolution mass spectrometry: optimization for a laser diode thermal desorption method ». *Analytica Chimica Acta* **881**: 98-106.
- OHIO EPA, 1988. *Biological criteria for the protection of aquatic life : Volume II. Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*. Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio.
- Ort, M. P., S. E. Finger et J. R. Jones, 1995. « Toxicity of crude oil to the mayfly, Hexagenia bilineata (Ephemeroptera: Ephemeridae) ». *Environmental Pollution* **90**: 105-110.
- Perhar, G. et G. G. Arhonditsis, 2014. « Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations : A review of the current state of knowledge ». *Journal of Great Lakes Research* **40**: 56-72.
- Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton, 1993. *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ministry of Environment and Energy, 27 p.
- Peters, L. D. et D. R. Livingstone, 1996. « Antioxidant enzyme activities in embryologic and early larval stages of turbot ». *Journal of Fish Biology* **49**: 986-997.
- Pettigrove, V. et A. Hoffmann, 2005. « Effects of long-chain hydrocarbon-polluted sediment on freshwater macroinvertebrates ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **24**(10): 2500-2508.
- Pinder, L. C. V., 1986. « Biology of freshwater Chironomidae ». *Annual Review of Entomology* **31**: 1-23.
- Place, B. J. et J. A. Field, 2012. « Identification of Novel Fluorochemicals in Aqueous Film-Forming Foams Used by the US Military ». *Environmental Science & Technology* **46**: 7120-7127.

- Raimondo, S., C. R. Jackson, J. Krzykwa, B. L. Hemmer, J. A. Awkerman et M. G. Barron, 2014. « Developmental toxicity of Louisiana crude oil-spiked sediment to zebrafish ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* **108C**: 265-272.
- Richard, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Envirodoq n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 p. + 12 ann.
- Richard, Y., 1996. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Envirodoq n° EN960254, rapport n° EA-3, 70 p. + 10 ann.
- Scott, W. B. et E. J. Crossman, 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Ontario. Bulletin 184, 966 p.
- Semenzin, E., A. Critto, C. Carlon, M. Rutgersd et A. Marcomini, 2007. « Development of a site-specific ecological risk assessment for contaminated sites: Part II. A multi-criteria based system for the selection of bioavailability assessment tools ». *Science of the Total Environment* **379**: 34-45.
- Shepard, F. P., 1954. « Nomenclature based on sand-silt ratios ». *Journal of Sedimentary Petrology* **24**: 151-158.
- Sindermann, C. J., 1982. « Implications of oil pollution in production of disease in marine organisms ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences* **297**: 385-399.
- Suedel, B. C. et J. H. J. Rodgers, 1994. « Responses of *Hyaella azteca* and *Chironomus tentans* to of formulated and natural freshwater sediments particle-size distribution and organic matter content ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **13**: 1639-1648.
- Swartz, R. C., 1999. « Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixture ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**: 780-787.
- Uhland, C., I. Mikaelian et D. Martineau, 2000. *Maladies des poisons d'eau douce du Québec – Guide de diagnostic*. Les Presses de l'Université de Montréal, ISBN 2-7606-1778-5, 466 p.
- Union européenne, 2013. Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 200/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau, L266/1.
- USEPA, 1998. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Risk Assessment Forum, Washington D. C., EPA/630/R-95/002F, 153 p.
- USEPA, 2003. *Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: PAH mixtures*. Office of Research and Development, Washington DC, 175 pages.
- Verbruggen, E. M., M. Beek, J. Pijnenburg et T. P. Traas, 2008. « Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid concentrations ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **27**: 2436-2448.
- Wang, F. et P. M. Chapman, 1999. « Biological implications of sulfide in sediment - a review focusing on sediment toxicity ». *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**: 2526-2532.
- Wang, F., R. R. Goulet et P. M. Chapman, 2004. « Testing sediment biological effects with the freshwater amphipod *Hyaella azteca*: the gap between laboratory and nature ». *Chemosphere* **57**: 1713-1724.
- Wiederholm, T., 1976. *Chironomids as indicators of water quality in Swedish lakes*. NLU Information 10. Paper Presented at the 6th International Symposium on Chironomidae, Prague: 17 p.
- Wiederholm, T., 1984. *Responses of aquatic insects to environmental pollution*. In Resh, V. H. & D. M. Rosenberg (eds), *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publisher, New York: 508-557.
- Woodward, D. F. et R. G. Riley, 1983. *Petroleum hydrocarbon concentrations in a salmonid stream contaminated by oil field discharge water and effects on macrobenthos*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **12**(3): 327-334.
- Yang, J.-H., 2010. « Perfluorooctanoic acid induces peroxisomal fatty acid oxidation and cytokine expression in the liver of male Japanese medaka (*Oryzias latipes*) ». *Chemosphere* **81**: 548-552.

## ANNEXE 1 – RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES SÉDIMENTS

Paramètre	Unité	CEP	CEF	121	24	282	301-302	388	394	405-406	469b	48-49	9	95	DR42-56	DR49	DR50	DR57	DR58	STA3A-3B	STA4A-4B	STA6A	STA9A-9B
Granulométrie, carbone, soufre et perte à 105																							
Sable	%			92,5	24,7	30,9	88,8	69,8	87,8	47,3	24,4	58,5	68,8	77,8	14,2	24,9	12,8	4,8	6,3	91,5	92,3	14,3	7,7
Limon	%			7,5	14,2	40,4	7,5	27,7	12,3	41,5	65,6	34	25	22,2	54,6	60,1	64,8	62,8	76,3	7,3	7,7	68,3	61,1
Argile	%			0	61,1	28,7	3,8	2,5	0	11,3	10	7,5	6,3	0	31,2	15	22,5	32,5	17,5	1,3	0	17,5	31,2
Carbone organique total	%			0,16	0,64	5,47	0,16	1,23	0,49	3,97	3,10	2,18	0,12	1,13	23,2	4,80	3,78	11,6	7,04	0,41	0,13	5,96	10,4
Perte de poids à 105 °C	%			16,4	32,0	49,2	17,3	26,2	16,3	41,7	38,7	32,0	15,8	31,1	78,6	47,5	44,4	70,3	58,4	21,2	5,10	50,0	65,3
Soufre	mg/kg			<100	111	1060	<100	251	<100	663	472	1720	<100	166	7630	943	463	3460	1210	131	<100	859	1430
Hydrocarbures pétroliers (C <sub>10</sub> à C <sub>50</sub> )																							
		VRC	VRA																				
Hydrocarbures pétroliers (C <sub>10</sub> à C <sub>50</sub> )	mg/kg	164	832	DNQ	210	200	<36	200	DNQ	550	140	650	<31	DNQ	8000	260	370	3200	1100	DNQ	<32	1500	890
HAP et HAP alkylés																							
2-Méthylnaphtalène	mg/kg	0,2	0,38	0,010	0,018	0,037	DNQ	0,020	0,010	0,026	0,039	0,062	0,010	0,019	0,34	0,067	0,040	0,18	0,10	0,015	DNQ	0,097	DNQ
Acénaphtène	mg/kg	0,089	0,94	<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	DNQ	<0,003	0,011	0,013	0,012	DNQ	DNQ	<0,01	0,022	<0,003	<0,03	0,032	<0,003	<0,004	DNQ	<0,03
Acénaphtylène	mg/kg	0,13	0,34	<0,003	<0,003	0,018	<0,003	0,012	<0,003	0,037	0,084	0,023	<0,003	0,010	0,05	0,17	DNQ	0,09	0,15	<0,003	DNQ	0,033	DNQ
Anthracène	mg/kg	0,24	1,1	<0,003	<0,003	0,039	<0,003	0,048	<0,003	0,059	0,081	0,035	DNQ	0,023	0,04	0,19	0,021	0,26	0,17	<0,003	DNQ	0,055	0,15
Benzo(a)anthracène	mg/kg	0,39	0,76	<0,003	0,012	0,12	<0,003	0,056	0,011	0,24	0,16	0,095	0,026	0,082	0,31	0,38	0,081	0,59	0,41	DNQ	0,022	0,23	0,36
Benzo(a)pyrène	mg/kg	0,78	3,2	DNQ	DNQ	0,11	<0,005	0,04	DNQ	0,23	0,12	0,088	0,022	0,073	0,37	0,057	0,080	0,59	0,39	DNQ	0,018	0,21	0,31
Chrysène	mg/kg	0,86	1,6	0,011	0,021	0,12	<0,003	0,064	0,015	0,25	0,21	0,087	0,033	0,077	0,46	0,43	0,11	0,63	0,42	DNQ	0,021	0,24	0,54
Dibenzo(a,c)anthracène	mg/kg	0,14	0,2	<0,003	<0,004	<0,005	<0,006	<0,009	<0,005	<0,004	<0,006	<0,004	<0,003	DNQ	<0,01	<0,003	DNQ	<0,04	<0,008	<0,005	<0,004	<0,006	<0,04
Fluoranthène	mg/kg	2,4	4,9	0,019	0,046	0,29	DNQ	0,17	0,038	0,72	0,70	0,24	0,079	0,21	1,1	1,7	0,27	1,7	1,7	0,025	0,065	0,76	1,2
Fluorène	mg/kg	0,14	1,2	<0,003	0,012	0,027	DNQ	0,016	DNQ	0,034	0,042	0,026	DNQ	0,013	0,09	0,058	0,021	DNQ	0,071	DNQ	DNQ	0,037	DNQ
Naphtalène	mg/kg	0,39	1,2	DNQ	DNQ	0,034	DNQ	0,052	DNQ	0,049	0,22	0,099	DNQ	0,035	0,17	0,47	0,039	0,24	0,41	0,011	<0,005	0,10	0,19
Phénanthrène	mg/kg	0,52	1,1	0,014	0,035	0,14	0,011	0,12	0,023	0,38	0,57	0,15	0,068	0,12	0,53	1,3	0,16	0,84	1,0	0,021	0,034	0,44	0,64
Pyrène	mg/kg	0,88	1,5	0,014	0,035	0,23	<0,003	0,14	0,033	0,55	0,59	0,20	0,054	0,19	0,99	1,8	0,16	1,8	1,5	0,018	0,048	0,54	0,94
1,2,5,6-Tétraméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	0,016	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	0,028	<0,003	<0,003	0,51	DNQ	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,005	<0,004	<0,03
1,2,6,9-Tétraméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	0,011	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	0,021	<0,003	<0,003	0,30	<0,006	0,015	0,11	0,03	<0,003	<0,004	0,044	<0,03
1,2,6-Triméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	0,048	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	DNQ	1,0	<0,006	<0,004	0,39	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
1,2,8-Triméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	0,014	<0,004	0,042	<0,003	DNQ	<0,01	<0,006	<0,004	0,26	0,06	<0,003	<0,004	0,097	<0,03
1,2,9-Triméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	DNQ	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,006	<0,004	0,13	<0,005	<0,003	<0,004	0,047	<0,03
1,2-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	DNQ	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	<0,004	0,012	<0,003	DNQ	<0,01	DNQ	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,005	<0,004	<0,03
1,3+1,6-Diméthylnaphtalène	mg/kg			DNQ	0,04	0,03	<0,006	DNQ	<0,01	0,02	0,03	0,06	DNQ	DNQ	1,2	0,06	0,10	0,28	0,18	DNQ	<0,01	0,33	DNQ
1,4,5-Triméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,004	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,005	<0,004	<0,03
1,4,6,7-Tétraméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	0,032	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	0,028	<0,003	<0,003	1,1	DNQ	0,055	0,24	0,062	<0,003	<0,005	<0,004	<0,03
1,4-Diméthylanthracène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,006	<0,004	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
1,4-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	DNQ	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	<0,004	DNQ	<0,003	<0,003	0,28	DNQ	0,017	DNQ	0,028	<0,003	<0,005	0,042	<0,03
1,5-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	DNQ	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	<0,004	DNQ	<0,003	<0,003	0,28	DNQ	0,019	DNQ	0,032	<0,003	<0,005	0,056	<0,03
1,6-Diméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	0,12	0,022	DNQ	DNQ	<0,003	0,033	0,018	0,096	DNQ	0,010	1,8	0,05	0,12	0,58	0,18	DNQ	<0,004	0,37	0,14
1,7-Diméthylfluorène	mg/kg			<0,003	0,020	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	0,30	DNQ	0,017	<0,03	0,026	<0,003	<0,004	0,063	<0,03
1,7-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	0,016	0,013	<0,003	DNQ	<0,003	0,010	0,011	0,026	DNQ	DNQ	0,60	0,027	0,051	0,15	0,084	<0,003	<0,005	0,15	DNQ
1,8-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,004	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,005	<0,004	<0,03
1,8-Diméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	0,038	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	0,76	0,02	0,044	<0,03	0,07	<0,003	<0,004	0,14	<0,03
10-Méthylbenzo(a)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04
1-Chloronaphtalène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,004	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,005	<0,004	<0,03
1-Éthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,004	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,005	DNQ	<0,03

Paramètre	Unité	CEP	CEF	121	24	282	301-302	388	394	405-406	469b	48-49	9	95	DR42-56	DR49	DR50	DR57	DR58	STA3A-3B	STA4A-4B	STA6A	STA9A-9B
1-Méthylfluorène	mg/kg			<0,003	0,015	DNQ	<0,003	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	0,014	<0,003	DNQ	0,26	0,014	0,021	<0,03	0,033	<0,003	<0,004	0,063	<0,03
1-Méthylnaphtalène	mg/kg			DNQ	0,012	0,026	DNQ	0,013	DNQ	0,018	0,029	0,044	DNQ	0,012	0,34	0,049	0,028	0,15	0,077	0,011	DNQ	0,072	DNQ
1-Méthylphénanthrène	mg/kg			DNQ	0,038	0,023	<0,003	0,012	DNQ	0,033	0,030	0,033	DNQ	0,012	0,52	0,07	0,043	<0,03	0,10	DNQ	DNQ	0,16	<0,03
1-Méthylpyrène	mg/kg			<0,003	DNQ	0,017	<0,003	DNQ	<0,003	0,027	0,023	0,023	<0,003	0,011	0,23	0,066	0,017	0,14	0,082	<0,003	<0,004	0,048	DNQ
1-n-Butylpyrène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,005	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
1-Nitropyrene	mg/kg			<0,005	<0,006	<0,008	<0,006	<0,007	<0,006	<0,007	<0,008	<0,006	<0,006	<0,006	<0,02	<0,01	<0,007	<0,06	<0,01	<0,006	<0,007	<0,008	<0,06
1-n-Propylpyrène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,005	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
2,2'-Diméthylbiphényl	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,04	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
2,3,5-Triméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	0,060	DNQ	<0,003	DNQ	<0,003	0,015	DNQ	0,037	DNQ	DNQ	1,4	0,029	0,092	0,24	0,11	DNQ	<0,005	0,27	DNQ
2,3,6+1,4,6-Triméthylnaphtalène	mg/kg			<0,01	0,12	DNQ	<0,006	DNQ	<0,01	0,03	DNQ	0,07	DNQ	DNQ	2,9	0,05	0,19	0,46	0,22	DNQ	<0,01	0,52	DNQ
2,3-Diméthylantracène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,006	<0,004	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
2,3-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	DNQ	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	DNQ	0,015	<0,003	DNQ	0,18	0,013	0,017	DNQ	<0,005	<0,003	<0,005	0,058	<0,03
2,4,7-Triméthyl-dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	0,012	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,016	<0,003	<0,003	0,24	<0,003	<0,003	DNQ	0,019	<0,003	<0,004	0,040	<0,03
2,6-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	0,016	DNQ	<0,003	DNQ	<0,003	DNQ	DNQ	0,027	<0,003	DNQ	0,50	0,025	0,044	0,13	0,077	<0,003	<0,005	0,13	DNQ
2,7-Diméthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	0,014	DNQ	<0,003	DNQ	<0,003	DNQ	DNQ	0,024	<0,003	DNQ	0,40	0,023	0,040	0,10	0,063	<0,003	<0,005	0,12	DNQ
2,8-Diméthyl-dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
2-Chloronaphtalène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,004	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,005	<0,004	<0,03
2-Éthylantracène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,006	<0,004	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
2-Éthylnaphtalène	mg/kg			<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	0,012	<0,003	<0,003	0,09	DNQ	0,011	<0,03	0,016	<0,003	<0,005	0,033	<0,03
2-Isopropylnaphtalène	mg/kg			<0,003	DNQ	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	DNQ	<0,003	<0,003	0,12	<0,004	<0,003	<0,03	DNQ	<0,003	<0,005	0,025	<0,03
2-Méthylantracène	mg/kg			<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	DNQ	<0,003	0,016	DNQ	DNQ	<0,003	DNQ	<0,01	DNQ	<0,004	<0,03	0,02	<0,003	<0,004	0,016	<0,03
2-Méthylbiphényl	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,03	<0,003	<0,003	<0,03	DNQ	<0,003	<0,004	DNQ	<0,03
2-Méthylchrysène	mg/kg			<0,003	0,017	0,019	<0,003	DNQ	<0,003	0,033	DNQ	0,042	<0,003	0,010	0,45	DNQ	0,028	0,20	0,06	DNQ	<0,004	0,085	DNQ
2-Méthyl-dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	0,016	<0,03
2-Méthylfluoranthène	mg/kg			<0,003	<0,003	0,014	<0,003	DNQ	<0,003	0,021	0,015	0,013	<0,003	DNQ	<0,01	0,027	<0,003	<0,03	0,035	<0,003	<0,004	0,026	<0,03
2-Méthylfluorène	mg/kg			<0,003	0,010	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	0,010	DNQ	0,012	<0,003	DNQ	0,15	DNQ	0,012	<0,03	0,024	<0,003	<0,004	0,041	<0,03
2-Méthylphénanthrène	mg/kg			DNQ	0,040	0,041	DNQ	0,022	DNQ	0,064	0,049	0,046	0,013	0,022	0,41	0,08	0,056	0,20	0,12	DNQ	DNQ	0,19	<0,03
3,3'-Diméthylbiphényl	mg/kg			DNQ	0,017	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	0,012	DNQ	DNQ	0,18	DNQ	0,021	<0,03	0,027	DNQ	<0,004	0,057	<0,03
3,6-Diméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	0,018	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	DNQ	DNQ	0,019	<0,003	<0,003	0,30	DNQ	0,020	<0,03	0,04	<0,003	<0,004	0,057	<0,03
3-Éthylfluoranthène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,005	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
3-Méthylbiphényl	mg/kg			0,009	0,013	DNQ	DNQ	0,011	DNQ	0,014	0,014	0,019	DNQ	0,010	0,10	0,019	0,021	DNQ	0,038	0,010	DNQ	0,060	<0,03
3-Méthylcholantrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04
3-Méthylchrysène	mg/kg			<0,003	DNQ	DNQ	<0,003	<0,005	<0,003	0,023	<0,005	0,023	<0,003	DNQ	0,21	DNQ	0,016	DNQ	0,04	<0,003	<0,004	0,046	DNQ
4,4'-Diméthylbiphényl	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
4,6-Diéthyl-dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
4,6-Diméthyl-dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	0,039	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	DNQ	0,037	<0,003	DNQ	0,65	<0,003	0,039	<0,03	0,050	<0,003	<0,004	0,13	<0,03
4-Éthylbiphényl	mg/kg			<0,003	DNQ	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
4-Éthyl-dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	DNQ	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	<0,003	0,11	<0,003	DNQ	<0,03	DNQ	<0,003	<0,004	0,019	<0,03
4-Méthylbiphényl	mg/kg			DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	0,05	DNQ	0,012	DNQ	0,018	DNQ	DNQ	0,028	<0,03
4-Méthylchrysène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,005	<0,003	<0,004	<0,005	<0,004	<0,003	<0,003	<0,01	<0,01	<0,004	<0,03	<0,006	<0,003	<0,004	<0,005	<0,03
4-Méthyl-dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	0,017	DNQ	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	0,013	<0,003	DNQ	0,27	DNQ	0,018	<0,03	0,029	<0,003	<0,004	0,071	<0,03
5-Méthylchrysène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,005	<0,003	<0,004	<0,005	<0,004	<0,003	<0,003	<0,01	<0,01	<0,004	<0,03	<0,006	<0,003	<0,004	<0,005	<0,03
6-Éthylchrysène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,005	<0,003	<0,004	<0,005	<0,004	<0,003	<0,003	<0,01	<0,01	<0,004	<0,03	<0,006	<0,003	<0,004	<0,005	<0,03
6-Méthylchrysène	mg/kg			<0,003	0,011	0,014	<0,003	<0,005	<0,003	0,023	<0,005	0,029	<0,003	<0,003	0,21	DNQ	0,017	0,12	0,05	<0,003	<0,004	0,059	DNQ
6-n-Butylchrysène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,005	<0,003	<0,004	<0,005	<0,004	<0,003	<0,003	<0,01	<0,01	<0,004	<0,03	<0,006	<0,003	<0,004	<0,005	<0,03
6-n-Propylchrysène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,005	<0,003	<0,004	<0,005	<0,004	<0,003	<0,003	<0,01	<0,01	<0,004	<0,03	<0,006	<0,003	<0,004	<0,005	<0,03
7,10-Diméthylbenzo(a)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04

Paramètre	Unité	CEP	CEF	121	24	282	301-302	388	394	405-406	469b	48-49	9	95	DR42-56	DR49	DR50	DR57	DR58	STA3A-3B	STA4A-4B	STA6A	STA9A-9B
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,005	<0,003	<0,004	<0,005	<0,004	<0,003	<0,003	0,44	<0,01	<0,004	<0,03	<0,006	<0,003	<0,004	<0,005	<0,03
7H-Dibenzo(c,g)carbazole	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,006	<0,009	<0,005	<0,004	<0,006	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,004	<0,04	<0,008	<0,005	<0,004	<0,006	<0,04
7-Méthylbenzo(a)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04
8-Méthylbenzo(a)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	DNQ	<0,007	DNQ	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04
9,10-Diméthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,006	<0,004	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
9-Éthylfluorène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
9-Éthylphénanthrène	mg/kg			<0,003	0,014	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	0,014	<0,003	<0,003	0,26	<0,006	0,013	<0,03	0,02	<0,003	<0,004	0,038	<0,03
9-Méthylanthracène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,006	<0,004	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
9-Méthylbenzo(a)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	DNQ	<0,007	DNQ	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,01	<0,004	<0,004	DNQ	<0,04
9-Méthylphénanthrène	mg/kg			DNQ	0,063	0,027	DNQ	0,013	DNQ	0,031	0,027	0,048	DNQ	0,013	0,90	0,07	0,066	<0,03	0,13	DNQ	DNQ	0,24	<0,03
9-n-Butylfluorène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
9-n-Propylfluorène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
Anthanthrène	mg/kg			<0,003	<0,004	0,021	<0,006	<0,009	<0,005	0,046	0,02	0,019	0,003	0,013	0,11	0,009	0,017	0,19	0,09	<0,005	0,004	0,04	DNQ
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg			0,009	0,016	0,18	<0,005	0,08	0,022	0,27	0,18	0,12	0,030	0,099	0,51	0,10	0,14	0,79	0,55	0,019	0,024	0,34	0,51
Benzo(c)acridine	mg/kg			<0,003	DNQ	0,013	<0,003	<0,003	<0,003	0,025	<0,004	0,023	<0,003	<0,003	<0,01	<0,005	<0,003	DNQ	0,023	<0,003	<0,004	0,027	<0,03
Benzo(c)phénanthrène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	DNQ	<0,003	<0,01	<0,005	<0,003	<0,03	<0,005	<0,003	<0,004	<0,004	<0,03
Benzo(e)pyrène	mg/kg			DNQ	0,016	0,13	<0,005	0,07	0,021	0,22	0,15	0,12	0,022	0,079	0,56	0,10	0,10	0,73	0,48	0,018	0,020	0,27	0,45
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg			DNQ	0,012	0,11	<0,006	0,05	0,019	0,22	0,13	0,12	0,019	0,080	0,58	0,077	0,10	0,86	0,48	DNQ	0,018	0,24	0,48
Benzo(j)fluoranthène	mg/kg			DNQ	DNQ	0,093	<0,005	0,05	DNQ	0,16	0,11	0,071	0,017	0,056	0,29	0,070	0,070	0,47	0,35	DNQ	0,014	0,18	0,31
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg			DNQ	DNQ	0,088	<0,005	0,04	DNQ	0,15	0,09	0,062	0,016	0,048	0,22	0,043	0,061	0,38	0,26	DNQ	DNQ	0,15	0,25
Biphényl	mg/kg			<0,003	DNQ	0,014	DNQ	0,011	DNQ	0,013	0,032	0,016	DNQ	<0,003	0,05	0,046	0,015	DNQ	0,049	DNQ	<0,004	0,030	<0,03
C1-Benzo(a)anthracène/Chrysène	mg/kg			<0,003	0,082	0,17	<0,003	0,093	<0,003	0,18	0,13	0,24	<0,003	0,099	2,4	0,37	0,19	1,1	0,62	0,017	0,023	0,48	0,39
C1-Benzo(b,j,k)fluoranthène/benzo(a,e)pyrène	mg/kg			<0,003	0,027	0,099	<0,005	0,04	<0,004	0,15	0,08	0,16	<0,003	0,086	0,65	0,030	0,093	0,40	0,25	0,018	<0,004	0,24	0,35
C1-Biphényl	mg/kg			0,009	0,021	DNQ	DNQ	0,011	DNQ	0,014	0,014	0,019	DNQ	0,010	0,18	0,029	0,032	DNQ	0,063	0,010	DNQ	0,087	<0,03
C1-Dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	0,016	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	<0,03	<0,004	<0,003	<0,004	0,13	<0,03
C1-Fluoranthène/Pyrène	mg/kg			0,015	0,066	0,26	<0,003	0,10	<0,003	0,37	0,25	0,26	0,035	0,13	2,3	0,52	0,21	0,94	0,73	0,023	0,034	0,58	0,26
C1-Fluorène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	0,022	DNQ	DNQ	<0,003	0,030	DNQ	<0,003	<0,01	<0,003	<0,003	1,7	<0,004	<0,003	<0,004	0,17	0,83
C1-Naphtalène	mg/kg			0,010	0,030	0,062	DNQ	0,033	0,010	0,044	0,067	0,11	0,010	0,031	0,69	0,12	0,068	0,33	0,18	0,026	DNQ	0,17	0,15
C1-Phénanthrène/Anthracène	mg/kg			0,014	0,18	0,11	DNQ	0,058	0,012	0,19	0,15	0,18	0,020	0,063	2,7	0,22	0,19	1,7	0,48	0,020	0,021	0,79	0,71
C2-Benzo(a)anthracène/Chrysène	mg/kg			<0,003	0,19	<0,004	<0,003	<0,005	<0,003	0,47	<0,005	0,77	<0,003	<0,003	7,2	<0,01	0,38	2,8	0,73	<0,003	<0,004	1,2	0,61
C2-Benzo(b,j,k)fluoranthène/Benzo(a,e)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04
C2-Biphényl	mg/kg			DNQ	0,044	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	<0,003	DNQ	0,61	0,018	0,063	<0,03	0,077	<0,003	<0,004	0,21	<0,03
C2-Dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	0,095	0,018	<0,003	<0,003	<0,003	0,026	<0,003	0,12	<0,003	<0,003	1,5	0,027	0,096	<0,03	0,13	<0,003	<0,004	0,38	<0,03
C2-Fluorène	mg/kg			<0,003	0,11	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,074	<0,003	<0,003	1,9	0,044	0,12	<0,03	0,15	<0,003	<0,004	0,32	<0,03
C2-Naphtalène	mg/kg			0,018	0,13	0,091	<0,003	0,039	<0,003	0,082	0,083	0,21	<0,003	0,045	3,7	0,19	0,32	0,99	0,53	0,033	<0,005	0,96	0,25
C2-Phénanthrène/Anthracène	mg/kg			0,021	0,64	0,17	0,021	0,079	0,018	0,25	0,12	0,57	0,029	0,065	12	0,37	0,65	3,2	1,1	0,043	0,024	2,1	0,85
C3-Dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	0,094	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	0,059	<0,003	0,17	<0,003	<0,003	1,8	0,022	0,098	<0,03	0,12	<0,003	<0,004	0,45	<0,03
C3-Naphtalène	mg/kg			0,018	0,54	0,084	0,011	0,024	DNQ	0,088	0,067	0,31	0,016	0,038	11	0,25	0,78	1,7	0,97	0,023	DNQ	2,1	0,48
C3-Phénanthrène/Anthracène	mg/kg			<0,003	0,92	0,13	<0,003	0,12	<0,003	0,43	0,15	1,2	0,020	0,079	22	0,47	1,2	6,6	3,4	0,082	<0,004	3,0	1,3
C4-Naphtalène	mg/kg			<0,003	0,54	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	0,11	<0,004	0,38	<0,003	<0,003	14	0,19	0,73	3,1	0,78	<0,003	<0,005	1,6	0,36
C4-Phénanthrène/Anthracène	mg/kg			<0,003	0,29	<0,004	<0,003	0,14	<0,003	0,42	0,033	0,79	<0,003	0,031	7,1	0,15	0,40	2,1	0,68	0,071	<0,004	1,4	0,41
Cadalène	mg/kg			<0,003	0,012	0,023	<0,003	0,020	<0,003	0,021	0,014	<0,003	0,021	<0,003	0,36	0,028	0,028	<0,03	0,073	<0,003	<0,005	0,056	<0,03
Carbazole	mg/kg			<0,003	<0,003	DNQ	<0,003	DNQ	<0,003	0,020	0,012	DNQ	DNQ	0,009	<0,01	DNQ	DNQ	<0,03	0,019	<0,003	<0,004	0,016	<0,03
Coronène	mg/kg			<0,003	<0,004	0,030	<0,006	DNQ	<0,005	0,057	0,03	0,053	<0,003	0,023	0,20	0,021	0,036	0,26	0,14	<0,005	<0,004	0,08	0,13
Dibenzo(a,e)fluoranthène	mg/kg			<0,003	<0,004	0,024	<0,006	<0,009	<0,005	0,040	DNQ	0,018	<0,003	DNQ	0,06	<0,003	0,016	DNQ	0,04	<0,005	<0,004	0,04	DNQ
Dibenzo(a,e)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	0,019	<0,006	<0,009	<0,005	0,033	DNQ	0,015	<0,003	DNQ	0,05	<0,003	DNQ	DNQ	0,03	<0,005	<0,004	0,03	<0,04
Dibenzo(a,h)acridine	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04

Paramètre	Unité	CEP	CEF	121	24	282	301-302	388	394	405-406	469b	48-49	9	95	DR42-56	DR49	DR50	DR57	DR58	STA3A-3B	STA4A-4B	STA6A	STA9A-9B
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg			<0,003	<0,004	0,017	<0,006	<0,009	<0,005	0,029	<0,006	0,015	<0,003	DNQ	<0,01	<0,003	DNQ	<0,04	0,03	<0,005	<0,004	<0,006	DNQ
Dibenzo(a,h)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,006	<0,009	<0,005	<0,004	<0,006	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,004	<0,04	<0,008	<0,005	<0,004	<0,006	<0,04
Dibenzo(a,i)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,006	<0,009	<0,005	0,022	<0,006	DNQ	<0,003	<0,004	DNQ	<0,003	<0,004	<0,04	DNQ	<0,005	<0,004	DNQ	<0,04
Dibenzo(a,j)acridine	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	<0,006	<0,04
Dibenzo(a,j)anthracène	mg/kg			<0,003	<0,004	0,020	<0,005	<0,007	<0,004	0,034	DNQ	0,014	<0,003	DNQ	<0,01	<0,003	DNQ	DNQ	0,04	<0,004	<0,004	0,03	DNQ
Dibenzo(a,l)pyrène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,006	<0,009	<0,005	<0,004	<0,006	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,004	<0,04	<0,008	<0,005	<0,004	<0,006	<0,04
Dibenzothiophène	mg/kg			<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	0,016	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	0,05	<0,003	<0,003	<0,03	DNQ	<0,003	<0,004	0,019	<0,03
Eudalène	mg/kg			<0,003	0,011	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	0,24	<0,004	0,016	<0,03	0,025	<0,003	<0,005	0,025	<0,03
Indéno(1,2,3-c,d)fluoranthène	mg/kg			<0,003	<0,004	<0,005	<0,005	<0,007	<0,004	<0,004	<0,007	<0,004	<0,003	<0,004	<0,01	<0,003	<0,005	<0,04	<0,008	<0,004	<0,004	DNQ	<0,04
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	mg/kg			DNQ	DNQ	0,12	<0,005	0,03	DNQ	0,22	0,11	0,085	0,019	0,062	0,47	0,045	0,090	0,64	0,37	<0,004	0,014	0,21	0,33
Pérylène	mg/kg			DNQ	DNQ	0,30	DNQ	DNQ	DNQ	0,083	0,05	0,057	DNQ	0,029	0,13	0,026	0,086	0,19	0,14	DNQ	DNQ	0,08	0,13
Retene	mg/kg			<0,003	<0,003	0,062	<0,003	0,096	<0,003	0,20	0,34	0,47	<0,003	0,11	2,2	0,82	0,32	4,4	8,7	0,014	<0,004	0,92	0,77
<b>Sommation des HAP</b>	mg/kg			<b>0,191</b>	<b>5,132</b>	<b>3,807</b>	<b>0,043</b>	<b>1,919</b>	<b>0,232</b>	<b>7,599</b>	<b>5,147</b>	<b>8,493</b>	<b>0,582</b>	<b>2,127</b>	<b>120,13</b>	<b>10,921</b>	<b>8,657</b>	<b>41,97</b>	<b>22,782</b>	<b>0,514</b>	<b>0,404</b>	<b>25,029</b>	<b>14,01</b>
<b>Métaux</b>																							
Arsenic	mg/kg	<b>17</b>	<b>23</b>	4,8	6,8	11,3	6,9	5,1	3,7	5,2	3,7	5,2	12,9	4,1	3,9	3,7	5,6	4,6	4,4	4,5	4,4	3,9	4,4
Cadmium	mg/kg	<b>3,5</b>	<b>12</b>	<0,25	<0,25	0,40	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	0,27	<0,25	<0,25	<0,25	0,49	0,26	<0,25	0,42	0,36	<0,25	<0,25	0,28	0,52
Chrome	mg/kg	<b>90</b>	<b>120</b>	20	31,9	45	18	20	19	23	23	20,6	29	18,2	27	24,1	30	33	30	18	17	28	31
Cuivre	mg/kg	<b>200</b>	<b>700</b>	2	23,3	32	9	10	6	15	8	13,8	16	<2,0	18	11,0	15	20	11	3	8	14	20
Nickel	mg/kg	<b>ND</b>	<b>ND</b>	33	54,3	77	26	35	31	39	40	39,4	73	31,6	45	42,0	46	51	49	33	34	45	48
Plomb	mg/kg	<b>91</b>	<b>150</b>	6	13,5	30	7	15	6	27	13	26,6	9	10,5	82	21,6	23	56	28	7	8	30	38
Zinc	mg/kg	<b>310</b>	<b>770</b>	32	74	142	40	45	31	59	65	65	38	50	79	70	80	92	94	34	29	82	113
Aluminium	mg/kg			4970	15700	11500	6040	5720	4900	6580	6230	5870	7600	5300	9010	7430	10800	11500	9040	4800	4050	8750	10900
Antimoine	mg/kg			<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Argent	mg/kg			<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Baryum	mg/kg			13	90	75	19	23	16	32	31	24	62	18	51	40	55	61	50	14	11	46	56
Béryllium	mg/kg			<0,1	0,4	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	<0,1	<0,1	0,3	0,3
Bismuth	mg/kg			<1	<1,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,0	<1	<1,0	<1	<1,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Bore	mg/kg			<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Calcium	mg/kg			1090	4740	3410	901	1210	1210	1720	1910	1460	2690	1030	7400	2240	2440	4280	2650	1050	911	2210	2350
Cobalt	mg/kg			5	12,9	13	6	6	5	6	7	5,6	11	4,8	6	6,3	9	8	7	4	4	7	8
Étain	mg/kg			<0,5	<0,5	8,5	<0,5	4,1	<0,5	2,2	0,6	3,3	<0,5	0,7	4,0	1,2	3,4	3,0	2,0	<0,5	<0,5	2,7	3,4
Fer	mg/kg			11600	28900	28100	15500	12900	11200	13400	12600	12300	17700	11700	13300	12600	18300	16800	15000	11100	9860	16000	16300
Lithium	mg/kg			10	26	22	13	11	10	12	10	11	15	10	13	13	19	17	15	9	8	15	18
Magnésium	mg/kg			5720	10300	9050	4370	5170	4740	5390	5420	5370	6700	4790	5410	5560	5850	6550	6310	4670	4670	5990	6150
Manganèse	mg/kg			177	571	625	242	243	197	224	240	183	7590	183	219	214	442	362	215	143	202	208	234
Molybdène	mg/kg			<0,5	<0,5	0,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	3,4	<0,5	2,8	<0,5	<0,5	0,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Potassium	mg/kg			283	1730	1030	357	483	366	568	532	501	712	347	732	692	748	992	896	317	257	735	837
Sélénium	mg/kg			<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7
Silicium	mg/kg			983	851	950	999	443	879	787	900	832	575	675	1210	550	818	655	782	721	917	900	907
Sodium	mg/kg			30	163	146	34	62	44	65	78	120	135	33	89	95	90	109	105	85	53	94	100
Strontium	mg/kg			7	31	28	7	9	9	13	14	11	51	7	49	18	19	32	21	8	6	18	19
Tellure	mg/kg			<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Thallium	mg/kg			<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<40
Titane	mg/kg			206	359	397	177	301	248	289	309	253	458	228	238	306	342	332	342	208	166	345	321
Uranium	mg/kg			<0,5	1,0	1,5	0,6	0,7	0,5	1,0	1,0	0,7	0,9	0,5	1,9	1,3	1,9	1,8	1,5	<0,5	0,6	1,5	1,6
Vanadium	mg/kg			12	22,2	23	11	13	12	14	12	12,0	18	10,5	16	14,2	18	19	17	11	9	17	18

Paramètre	Unité	CEP	CEF	121	24	282	301-302	388	394	405-406	469b	48-49	9	95	DR42-56	DR49	DR50	DR57	DR58	STA3A-3B	STA4A-4B	STA6A	STA9A-9B
<b>Dioxines et furanes chlorés</b>																							
1,2,3,4,6,7,8-Heptachloro-dibenzofurane	ng/kg			3,9	1,3	44	0,26	16	1,3	34	8,7	8,5	0,6	27	41	10	15	56	26	2,1	0,69	27	190
1,2,3,4,6,7,8-Heptachloro-dibenzo-p-dioxine	ng/kg			18	7,0	160	1,0	65	5,0	120	40	22	2,5	120	170	50	58	200	110	5,0	3,2	110	860
1,2,3,4,7,8,9-Heptachloro-dibenzofurane	ng/kg			DNQ	ND	2,6	ND	0,90	ND	1,4	DNQ	DNQ	ND	1,6	3,3	DNQ	1,1	3	DNQ	0,22	ND	1,5	9,5
1,2,3,4,7,8-Hexachloro-dibenzofurane	ng/kg			ND	ND	4,0	ND	0,58	DNQ	1,3	0,9	0,9	ND	0,88	3,6	0,8	DNQ	3,8	2,2	0,31	ND	1,7	5,2
1,2,3,4,7,8-Hexachloro-dibenzo-p-dioxine	ng/kg			DNQ	DNQ	3,7	ND	DNQ	DNQ	0,8	0,8	0,4	ND	0,37	3,1	0,7	0,6	DNQ	1,8	0,19	DNQ	1,4	3,0
1,2,3,6,7,8-Hexachloro-dibenzofurane	ng/kg			ND	ND	3,2	ND	0,38	DNQ	0,8	0,6	0,6	ND	0,34	2,5	DNQ	DNQ	3,1	1,5	0,24	ND	1,1	2,7
1,2,3,6,7,8-Hexachloro-dibenzo-p-dioxine	ng/kg			0,36	0,5	10	0,13	2,3	0,4	4,8	2,5	1,5	DNQ	5,4	11	2,7	2,7	11	6,8	0,47	0,27	5,4	32
1,2,3,7,8,9-Hexachloro-dibenzo-p-dioxine	ng/kg			0,11	DNQ	7,4	DNQ	0,95	DNQ	1,5	1,5	0,8	ND	1,0	4,9	1,5	1,3	5,1	3,7	0,36	0,15	2,7	5,8
1,2,3,7,8-Pentachloro-dibenzofurane	ng/kg			ND	ND	0,8	ND	0,12	ND	ND	DNQ	ND	ND	DNQ	DNQ	ND	DNQ	DNQ	0,6	ND	ND	ND	0,4
1,2,3,7,8-Pentachloro-dibenzo-p-dioxine	ng/kg			ND	ND	2,4	ND	ND	ND	0,4	DNQ	DNQ	ND	0,13	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	1,2	0,19	DNQ	0,5	1,0
2,3,4,7,8-Pentachloro-dibenzofurane	ng/kg			ND	ND	1,7	ND	0,25	ND	0,6	DNQ	0,5	ND	0,22	2,7	0,4	0,4	1,6	1,0	0,17	DNQ	0,7	1,4
2,3,7,8-Tétrachloro-dibenzofurane	ng/kg			0,12	DNQ	3,4	0,10	0,53	DNQ	1,1	0,8	0,9	ND	0,40	3,4	0,8	0,6	3,8	2,5	0,28	0,15	1,3	2,3
2,3,7,8-Tétrachloro-dibenzo-p-dioxine	ng/kg			0,02	ND	0,3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Octachloro-dibenzofurane	ng/kg			17	3,7	100	0,53	68	2,8	87	24	14	1,3	81	120	31	56	130	72	3,2	1,8	69	670
Octachloro-dibenzo-p-dioxine	ng/kg			220	47	1100	5,6	600	31	1200	250	160	20	1000	1300	370	450	1500	770	37	22	800	8100
FETa	ng éq tox/kg	22	36	0,1114	0,03007	7,25	0,010513	0,5868	0,02538	2,0307	0,7844	0,7924	0,01063	1,1451	4,594	0,9021	0,8396	2,794	3,6842	0,47952	0,02418	2,4579	8,235
<b>Composés perfluorés</b>																							
1H,1H,2H,2H-perfluorodécane sulfonate 8:2 FTS	µg/kg			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
1H,1H,2H,2H-perfluorohexane sulfonate 4:2 FTS	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1H,1H,2H,2H-perfluorooctane sulfonate 6:2 FTS	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Acide 2H-perfluoro-décénoïque FOUEA	µg/kg			<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Acide 2H-perfluoro-dodécénoïque FDUEA	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Acide 2H-perfluoro-octénoïque FHUEA	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Acide perfluorodécanoïque PFDA	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acide perfluoro-n-butanoïque PFBA	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Acide perfluoro-n-décénoïque PFDoA	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acide perfluoro-n-hexadécénoïque PFHxDA	µg/kg			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acide perfluoro-n-hexanoïque PFHxA	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Acide perfluoro-n-octadécénoïque PFODA	µg/kg			<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Acide perfluorononanoïque PFNA	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acide perfluoro-n-pentanoïque PFPeA	µg/kg			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Acide perfluoro-n-tétradécénoïque PFTeDA	µg/kg			<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Acide perfluoro-n-tridécanoïque PFTrDA	µg/kg			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acide perfluorooctanoïque PFOA	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1
Acide perfluoroundécénoïque PFUdA	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acide perfluoro-n-heptanoïque PFHpA	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1
N-éthyle perfluorosulfonamide N-Et PFOSA	µg/kg			<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
N-méthyle perfluorooctane sulfonamide N-Me PFOSA	µg/kg			<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
Perfluoro-1-heptane sulfonate L-PFHpS	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Perfluorodécane sulfonate PFDS	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Perfluorohexanesulfonate PFHxS	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,3	<0,2	<0,2	<0,2
Perfluoro-n-butane sulfonate L-PFBS	µg/kg			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Perfluorooctane sulfonamide PFOSA	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Perfluorooctane sulfonate PFOS	µg/kg			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2

## ANNEXE 2 – CONCENTRATION (MINIMUM – MAXIMUM) DES HAP ET DES DÉRIVÉS ALKYLÉS QUI PRÉSENTENT DES DIFFÉRENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES CLASSES DE QUALITÉ BASÉES SUR LES CONCENTRATIONS D'HYDROCARBURE C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>.

HAP	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Analyse de variance	
				Différence <sup>a</sup>	prob
1,2,6,9-Tétraméthylphénanthrène	<LD	<LD – 0,021	<LD – 0,3	B – B – A	0,0050
1,2,8-Triméthylphénatrène	<LD	<LD – 0,042	<LD – 0,26	B – AB – A	0,0366
1,3+1,6-Diméthylnaphtalène	<LD – 0,03	<LD – 0,1	<LD – 1,2	B – AB – A	0,0053
1,6-Diméthylphénanthrène	<LD – 0,018	<LD – 0,12	<LD – 1,8	B – B – A	0,0059
1,7-Diméthylnaphtalène	<LD – 0,011	<LD – 0,051	<LD – 0,6	B – AB – A	0,0048
1-Méthylnaphtalène	<LD – 0,029	0,012 – 0,49	<LD – 0,34	B – B – A	0,0096
1-Méthylpyrène	<LD – 0,023	<LD – 0,066	<LD – 0,23	B – B – A	0,0196
2,6-Diméthylnaphtalène	<LD	<LD – 0,044	<LD – 0,5	B – B – A	0,0054
2,7-Diméthylnaphtalène	<LD	<LD – 0,04	<LD – 0,4	B – B – A	0,0054
2-Éthylnaphtalène	<LD	<LD – 0,012	<LD – 0,09	B – AB – A	0,0366
2-Méthylchrysène	<LD – 0,01	<LD – 0,042	<LD – 0,45	B – B – A	0,0072
2-Méthylphénanthrène	<LD – 0,049	0,022 – 0,08	<LD – 0,41	B – B – A	0,0079
4-Méthylbiphényl	<LD	<LD – 0,012	<LD – 0,05	B – B – A	0,0232
4-Méthylidibenzothiophène	<LD	<LD – 0,018	<LD – 0,27	B – AB – A	0,0142
6-Méthylchrysène	<LD	<LD – 0,029	<LD – 0,21	B – B – A	0,0039
Benzo(b)fluoranthène	<LD – 0,18	0,016 – 0,27	0,34 – 0,79	B – B – A	0,0016
Benzo(e)pyrène	<LD – 0,15	0,016 – 0,22	0,27 – 0,73	B – B – A	0,0018
Benzo(g,h,i)pérylène	<LD – 0,13	0,012 – 0,22	0,24 – 0,86	B – B – A	0,0017
Benzo(j)fluoranthène	<LD – 0,11	<LD – 0,16	0,18 – 0,47	B – B – A	0,0016
Benzo(k)fluoranthène	<LD – 0,09	<LD – 0,15	0,15 – 0,38	B – B – A	0,0018
C1-Benzo(a)anthracène/Chrysène	<LD – 0,13	0,082 – 0,37	0,39 – 2,4	B – B – A	0,0005
C1-Benzo(b,j,k)fluoranthène/benzo(a,e)pyrène	<LD – 0,086	0,027 – 0,16	0,24 – 0,65	B – B – A	0,0007
C1-Fluoranthène/Pyrène	<LD – 0,25	0,066 – 0,52	0,26 – 2,3	B – B – A	0,0010
C1-Fluorène	<LD	<LD – 0,03	<LD – 1,7	B – AB – A	0,0366
C1-Naphtalène	<LD – 0,067	0,03 – 0,12	0,15 – 0,69	B – B – A	0,0006
C1-Phénanthrène/Anthracène	<LD – 0,15	0,058 – 0,22	0,48 – 2,7	B – B – A	0,0004
C2-Benzo(a)anthracène/Chrysène	<LD	<LD – 0,77	0,61 – 7,2	B – B – A	0,0008
C2-Naphtalène	<LD – 0,083	0,039 – 0,32	0,25 – 3,7	B – B – A	0,0005
C2-Phénanthrène/Anthracène	0,018 – 0,12	0,079 – 0,65	0,85 – 12	B – B – A	0,0003
C3-Naphtalène	<LD – 0,067	0,024 – 0,78	0,48 – 11	B – AB – A	0,0005
C3-Phénanthrène/Anthracène	<LD – 0,15	0,12 – 1,2	1,3 – 22	B – B – A	0,0003
C4-Phénanthrène/Anthracène	<LD – 0,071	<LD – 0,79	0,41 – 7,1	B – B – A	0,0010
Coronène	<LD – 0,03	<LD – 0,057	0,08 – 0,26	B – B – A	0,0012
Dibenzo(a,e)fluoranthène	<LD	<LD – 0,04	<LD – 0,06	B – AB – A	0,0315
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	<LD – 0,11	<LD – 0,22	0,21 – 0,64	B – B – A	0,0020
Pérylène	<LD – 0,05	<LD – 0,3	0,08 – 0,19	B – AB – B	0,0046
Retene	<LD – 0,34	<LD – 0,82	0,77 – 8,7	B – B – A	0,0017

\*Les lettres (A, B) indiquent des différences significatives selon l'ordre des classes de qualité 1, 2 et 3.  
LD = Limite de détection méthodologique.

## ANNEXE 3 – CONCENTRATIONS DE HAP DANS LA CHAIR, LE FOIE ET LES VISCÈRES DE POISSONS CAPTURÉS DANS LE LAC MÉGANTIC ET LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE EN 2011, EN 2013 ET EN 2014.

Tissus	Plan d'eau, site d'échantillonnage, espèce	Année	Mois	Classe de taille (cm)	Benzo(a)pyrène (ng/g pf)	∑ HAP <sup>1</sup> (ng/g pf)	∑ HAP <sup>2</sup> (ng/g pf)	∑ HAP <sup>3</sup> (ng/g pf)
Critères					2 <sup>4</sup>	20 <sup>4</sup>		Critères
Chair								Chair
<b>Lac Mégantic</b>								
<b>environ 1 km en amont du barrage Mégantic</b>								
	Meunier noir	2011	09	grand	>35	<0,005	0,03	0,26
	Achigan à petite bouche	2013	07	grand	>35	<0,005	0,02	1,05
	Meunier noir	2013	07	grand	>35	<0,005	0,02	10,36
<b>Rivière Chaudière</b>								
<b>ped du barrage Mégantic (PK0)</b>								
	Meunier noir	2013	10	grand	>40	<0,005	< LDM	0,24
	Achigan à petite bouche	2013	10	grand	>35	<0,005	<LDM	0,42
	Touladi	2013	10	petit	45-55	<0,005	0,03	0,87
	Meunier noir	2014	11	petit	30-35	<0,03	2,64	9,58
	Achigan	2014	11	grand	>35	<0,03	<DNQ	2,12
	Touladi	2014	11	petit	45-55	<0,03	<DNQ	1,62
<b>Rivière Chaudière</b>								
<b>0,75 km en aval du barrage Mégantic (PK0,75)</b>								
	Achigan à petite bouche	2013	07	grand	>35	<0,005	0,03	6,02
<b>Rivière Chaudière</b>								
<b>1 km en aval du barrage Mégantic (PK1)</b>								
	Achigan à petite bouche	2013	07	grand	>35	<0,005	0,04	5,69
	Meunier noir	2013	07	moyen	35-40	<0,005	0,06	23,54
<b>Rivière Chaudière</b>								
<b>15 km en aval du barrage Mégantic (PK15)</b>								

## Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic

Évaluation du risque écotoxicologique associé à la contamination des sédiments de la rivière Chaudière

Tissus	Plan d'eau, site d'échantillonnage, espèce	Année	Mois	Classe de taille (cm)		Benzo(a)pyrène (ng/g pf)	∑ HAP <sup>1</sup> (ng/g pf)	∑ HAP <sup>2</sup> (ng/g pf)	∑ HAP <sup>3</sup> (ng/g pf)
	Meunier noir	2013	08	grand	>40	<0,005	0,14	1,28	
	Achigan à petite bouche	2013	08	moyen	30-35	<0,005	0,15	2,54	
	Meunier noir	2014	8	moyen	35-40	<0,03	<DNQ	3,2	
	Meunier noir	2014	8	grand	>40	<0,05	<DNQ	4,91	
	Meunier noir	2014	8	moyen	35-40	<0,03	<DNQ	1,8	
<b>Foie</b>									
<b><u>Lac Mégantic</u></b>									
<b><u>environ 1 km en amont du barrage Mégantic</u></b>									
	Achigan à petite bouche	2013	7	grand	>35	<0,012	0,06	5,25	
	Meunier noir	2013	7	grand	>35	<0,012	0,56	116,7	
<b><u>Rivière Chaudière</u></b>									
<b><u>ped du barrage Mégantic (PK0)</u></b>									
	Achigan à petite bouche	2013	10	grand	>35	<0,012	<LDM	2,24	
	Achigan à petite bouche	2014	11	grand	>35	<0,11	<LDM	9,78	
	Touladi	2014	11	petit	45-55	<0,09	<LDM	2,94	
<b><u>Rivière Chaudière</u></b>									
<b><u>0,75 km en aval du barrage Mégantic (PK0,75)</u></b>									
	Achigan à petite bouche	2013	7	grand	>35	<0,022	0,18	20,2	
<b><u>Rivière Chaudière</u></b>									
<b><u>1 km en aval du barrage Mégantic (PK1)</u></b>									
	Achigan à petite bouche	2013	7	grand	>35	<0,013	0,08	12,4	
	Meunier noir	2013	7	moyen	35-40	0,0145	0,45	176,1	
<b>Viscères</b>									
<b><u>Lac Mégantic</u></b>									
<b><u>environ 1 km en amont du barrage Mégantic</u></b>									
	Meunier noir	2011	9	grand	>35	0,0797	0,51	2,85	
<b><u>Rivière Chaudière</u></b>									
<b><u>ped du barrage Mégantic (PK0)</u></b>									
	Meunier noir	2013	10	grand	>40	0,0522	0,33	1,8	

## Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic

Évaluation du risque écotoxicologique associé à la contamination des sédiments de la rivière Chaudière

Tissus	Plan d'eau, site d'échantillonnage, espèce	Année	Mois	Classe de taille (cm)		Benzo(a)pyrène (ng/g pf)	∑ HAP <sup>1</sup> (ng/g pf)	∑ HAP <sup>2</sup> (ng/g pf)	∑ HAP <sup>3</sup> (ng/g pf)
	Meunier noir	2014	11	petit	30-35	<0,09	2,64	9,58	
<b>Rivière Chaudière</b>									
<b>15 km en aval du barrage Mégantic (PK15)</b>									
	Meunier noir	2013	8	grand	>40	0,0522	0,86	13,5	
	Meunier noir	2014	8	moyen	35-40	0,83	3,42	32,06	
	Meunier noir	2014	8	grand	>40	<0,03	<LDM	3,03	
	Meunier noir	2014	8	moyen	35-40	<0,03	0,13	9,74	
<b>Homogénat (petits poissons)</b>									
<b>PK 5</b>									
	méné bec-de-lièvre	2014	8			<0,03	<LDM	9,42	
	naseux des rapides	2014	8			<0,06	0,27	16,72	
<b>PK 8,8</b>									
	méné bec-de-lièvre	2014	8			<0,03	0,12	7,51	
<b>PK 21,2</b>									
	méné bec-de-lièvre	2014	8			<0,03	<LDM	3,94	
	naseux des rapides	2014	8			<0,06	<LDM	4,35	
<b>PK 30,5</b>									
	méné bec-de-lièvre	2014	8			<0,03	<LDM	5,25	
	naseux des rapides	2014	8			<0,06	<LDM	6,85	
<b>PK 39,2</b>									
	naseux des rapides	2014	8			<0,07	<LDM	9,81	
<b>PK 45,4</b>									
	naseux des rapides	2014	8			<0,06	<LDM	6,96	
<b>PK 52,7</b>									
	naseux des rapides	2014	8			<0,07	<LDM	5,98	

## Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic

Évaluation du risque écotoxicologique associé à la contamination des sédiments de la rivière Chaudière

Tissus	Plan d'eau, site d'échantillonnage, espèce	Année	Mois	Classe de taille (cm)	Benzo(a)pyrène (ng/g pf)	$\Sigma$ HAP <sup>1</sup> (ng/g pf)	$\Sigma$ HAP <sup>2</sup> (ng/g pf)	$\Sigma$ HAP <sup>3</sup> (ng/g pf)
<b>PK 66,7</b>								
	naseux des rapides	2014	8		<0,06	<LDM	16,31	
<b>PK 75</b>								
	naseux des rapides	2014	8		<0,06	<LDM	8,61	
<b>PK 177,5</b>								
	méné bec-de-lièvre	2014	8		<0,03	<LDM	4,86	

<sup>1</sup> Sommation de 4 HAP : benzo(a) pyrène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène et chrysène

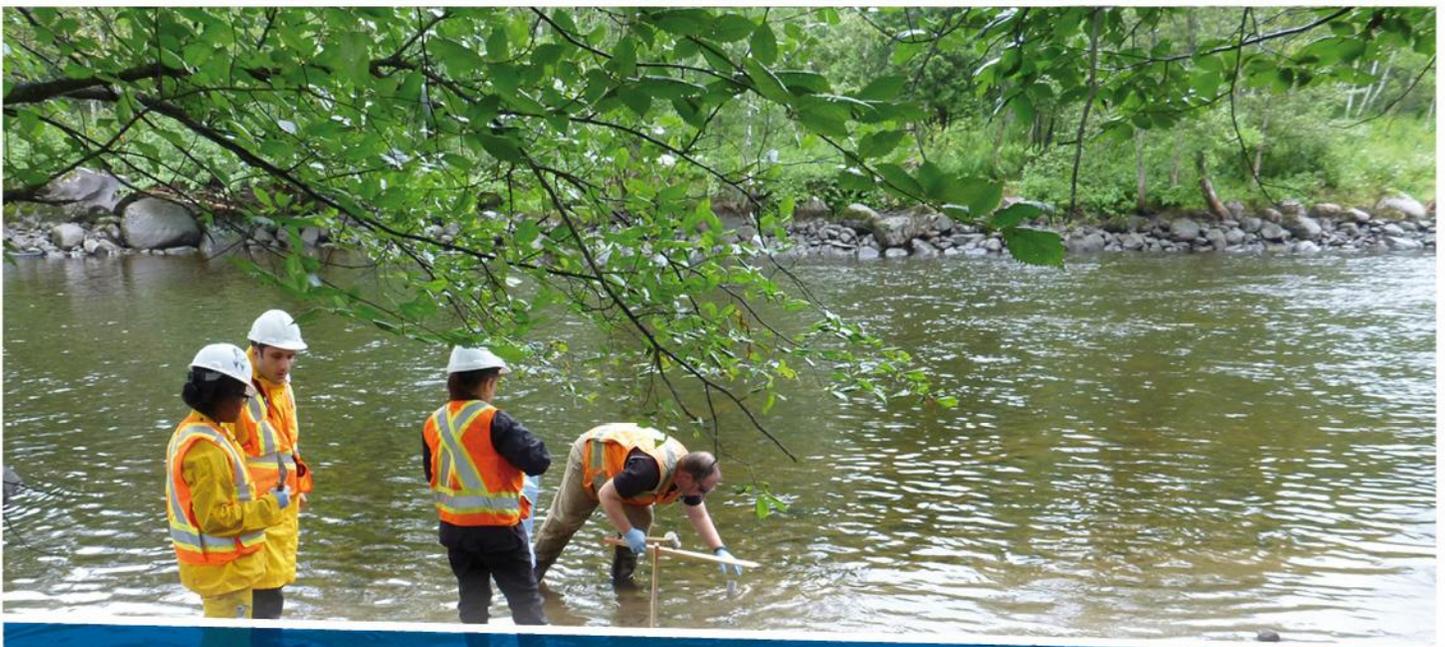
<sup>2</sup> Sommation de 29 HAP

<sup>3</sup> Sommation de 48 HAP

<sup>4</sup> Les critères ne sont applicables que pour la chair des poissons.

## ANNEXE 4 – BILAN DES RÉSULTATS UTILISÉ POUR ÉTABLIR LE TABLEAU DU POIDS DE LA PREUVE (LES RÉSULTATS EN BLANC OU EN ROUGE REPRÉSENTENT DES EFFETS SIGNIFICATIFS).

Stations	Classe C10-C50	Classe HAP	Classe finale	C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (mg/kg)	Soufre (mg/kg)	Mortalité (%)		Inhibition de la croissance (%)		Mortalité (%)		Temps éclosion (j)	Scoliose (%)	Classe de qualité	Abondance relative Oligochaeta	Abondance relative Insectes	Abondance relative Chironomidae	Abondance relative Chironomini		
						C. riparius	H. azteca	C. riparius	H. azteca	Truite	Tête de boule								Truite	Truite
						2013-2014														
STA4A-4B	1	1	1	<31	<100	2	0	0,4	-11,1	35,4	10,4	65,3	2,8							
9	1	1	1	<31	111	14	0	14,3	<b>24,9</b>		15,2									
394	1	1	1	<31	1060	3	4	2,2	-1,9		13,6									
STA3A-3B	1	1	1	<35	<100	4	<b>24</b>	3,3	-1,4	20,2	10,4	64,7	2,1							
121	1	1	1	<35	251	4	2	-2,8	-13,5		20,4			1	40	49,6	49,2	44,3		
301-302	1	1	1	<36	<100	5	2	0	0	27,1	21,2	64,3	0,4							
95	1	1	1	<41	663	0	2	-2,1	-2,6	22,4	17,6	65,4	1,7							
469b/ZA-39	1	2	2	140	472	0	10	-3,4	-1,4		14,4									
388	2	1	2	200	<b>1720</b>	2	2	-4,4	-3,9	19,6	23,6	64,3	2,9							
282	2	1	2	200	<100	12	0	2,9	4,9		12,4			2	15,3	63,1	55,2	45,1		
24	2	1	2	210	166	18	10	17,6	<b>32,1</b>		25,6			3	82,8	6,4	6,2	6		
DR49	2	3	3	260	<b>7630</b>	28	2	3,8	-0,5	22,13	4,8	65,9	4,03	3	78,1	1,6	1	0,2		
DR50	2	1	2	370	943	4	2	0,2	12,4		17,2									
405-406	2	1	2	550	463	4	0	-5,5	<b>-21,5</b>		18									
48-49	2	1	2	650	<b>3460</b>	8	2	1,6	7,1	20	24,8	65,3	4,5	3	67,9	10,4	9,1	7,7		
STA9A-9B	3	2	3	890	1210	12	6	-7,1	2,7	21,5	6	65,7	4,8							
DR58	3	2	3	1100	131	16	2	10,6	0,5		12									
STA6A	3	1	3	1500	<100	2	12	19,5	12,4	26,3	28	66,6	14,04	3	82,8	6,4	6,2	6		
DR57	3	3	3	3200	859	18	45	-5,4	4,4	25,5	16,8	67,8	16,4							
DR42-56	3	2	3	8000	<b>1430</b>	46	60	45,8	37,5		24,8			3	66,7	1,3	0,6	0,2		



**Développement durable,  
Environnement et Lutte  
contre les changements  
climatiques**

**Québec** 