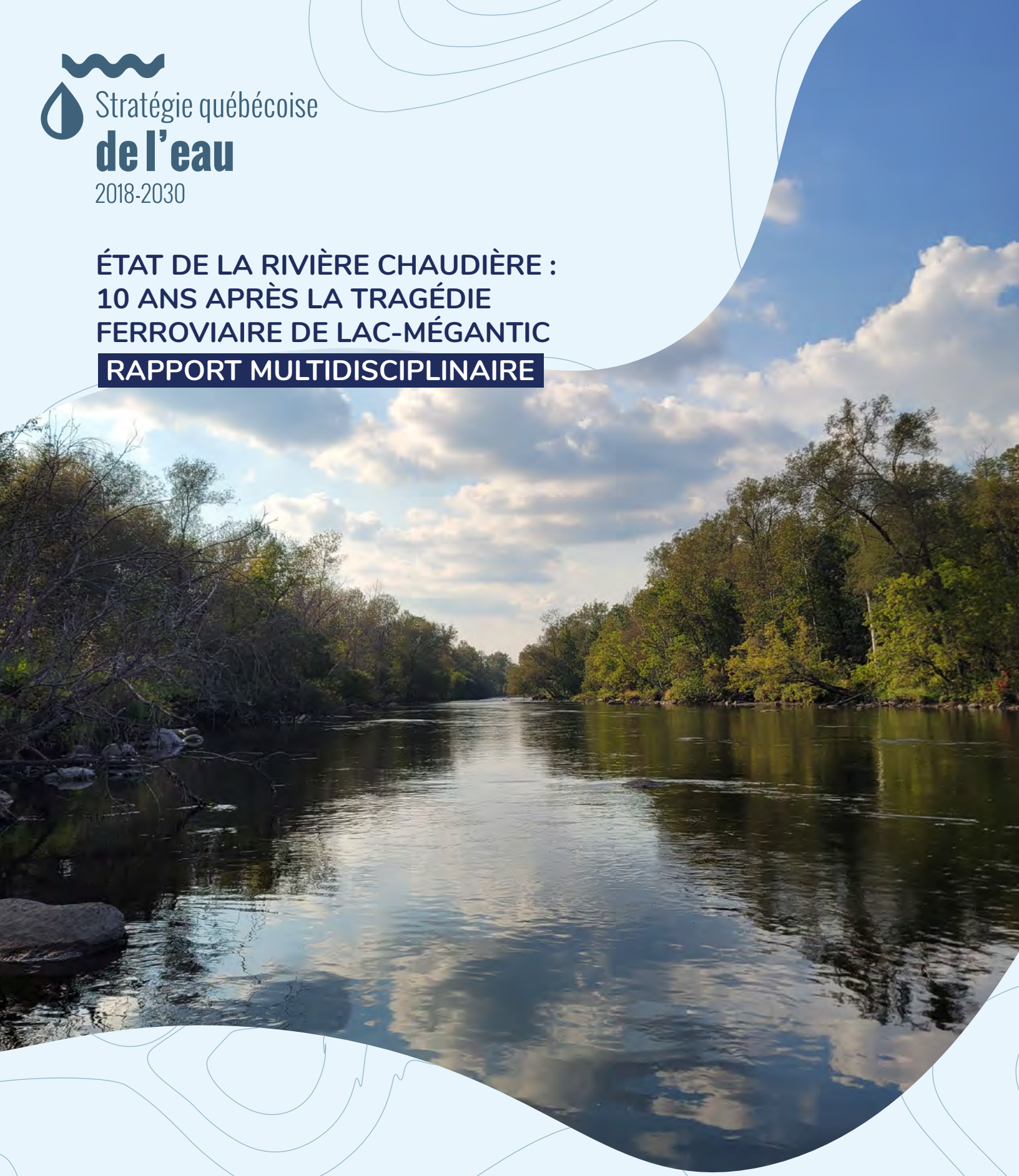
Stratégie québécoise
de l'eau
2018-2030

ÉTAT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE : 10 ANS APRÈS LA TRAGÉDIE FERROVIAIRE DE LAC-MÉGANTIC

RAPPORT MULTIDISCIPLINAIRE



Bâtir l'avenir

Québec

Coordination et rédaction
Cette publication a été réalisée par la Direction principale de la qualité des milieux aquatiques du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)
Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Photo de couverture : COBARIC, OBV de la rivière Chaudière, 2023

Référence à citer
Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (2026). *État de la rivière Chaudière : 10 ans après la tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic*, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement, Direction principale de la qualité des milieux aquatiques, 39 p. et 3 ann. Disponible en ligne au hhttps://www.environnement.gouv.qc.ca/lac-megantic/

Dépôt légal – 2026
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN 978-2-555-04644-3 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.
© Gouvernement du Québec – 2026

Réalisation

Rédaction (en ordre alphabétique)
Alexandra Gélinas[1]
Maxime St-Martin[1]
Pascale Tremblay[1]
Dominic Vachon[1]

Cartographie
Aïda Dasilva-Bigot[1]
Samuel Bouffard[1]
Simon Magnan[1]

Graphisme
Maxime Leclerc[1]

Révision scientifique
Caroline Anderson[1]
David Berryman[1]
Anouka Bolduc[1]
Véronique Dorval[1]
Maxime Leclerc[1]
Yves Paradis[2]
Émilien Pelletier[3]
Lyne Pelletier[1]

Échantillonnage
Argus Environnement inc.
COBARIC, OBV de la rivière Chaudière
Benoît Duthu[4]
Sylvie Legendre[4]
Luc Lapointe[4]
Félix Pouliot-Richard[4]
René Therreault[4]

Analyses de laboratoire
Karine Côté[5]
Marie-Claire Grenon[5]
Karine Lalonde[5]
Gabriel Munoz[5]
Joleine Salomon[5]

1 Direction principale de la qualité des milieux aquatiques, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement, MELCCFP.
2 Direction principale de l'expertise sur la faune aquatique, Direction générale de la gestion de la faune, MELCCFP.
3 Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Rimouski.
4 Direction de l'expertise en acquisition des données environnementales, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, MELCCFP.
5 Direction de l'expertise et de l'analyse en chimie, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, MELCCFP.

Mots clés : Lac-Mégantic, rivière Chaudière, tragédie ferroviaire, hydrocarbures pétroliers, contamination, sédiments, macroinvertébrés benthiques, communauté de poissons, indice d'intégrité biotique

Résumé

En juillet 2013, un convoi ferroviaire de 72 wagons-citernes chargés de pétrole non raffiné a déraillé dans le centre-ville de Lac-Mégantic. La quantité de pétrole ayant atteint la rivière Chaudière a été estimée à 100 000 litres, contaminant ainsi la haute rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers. Les différents échantillonnages de 2013 ont permis de mettre en évidence l'important impact du déversement sur la rivière et son écosystème. Au fil des ans, plusieurs suivis environnementaux ont été réalisés sur la rivière Chaudière pour caractériser la contamination des sédiments et l'état général de la rivière. Le troisième rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers, publié en 2017, recommandait de reprendre le suivi environnemental de la rivière par l'échantillonnage des sédiments, des macroinvertébrés benthiques et des poissons après un délai de cinq ans. Ainsi, pour donner suite à cette recommandation, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs a effectué en 2023 des échantillonnages de sédiments, de macroinvertébrés benthiques et de poissons dans la rivière Chaudière afin d'établir le portrait de la situation dix ans après la tragédie ferroviaire.

De 2013 à 2023, la contamination des sédiments a diminué tant par son étendue que par les concentrations mesurées. Dans les tronçons à substrat rocheux, l'hydrodynamisme élevé de la rivière a permis la dispersion de la contamination des sédiments, ce qui a favorisé le rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques, et ce, depuis 2014. Ainsi, l'indice de santé du benthos des sites constitués de tronçons rocheux n'a pas changé de façon significative entre 2014 et 2023, indiquant un rétablissement de la communauté dès quatre mois après la tragédie. Les communautés de macroinvertébrés benthiques dans les stations les plus rapprochées de Lac-Mégantic sont dans un état « précaire », tandis que les stations les plus éloignées sont dans un « bon » état. Un patron similaire a été observé pour ce qui est des taux d'anomalies externes des poissons, lesquels s'estompent en s'éloignant de Lac-Mégantic. Le taux d'anomalies externes des poissons demeure toutefois important à proximité de Lac-Mégantic, tout comme l'état « précaire » de la communauté de macroinvertébrés benthiques. Ces derniers constats peuvent être expliqués par la présence d'une contamination résiduelle plus élevée dans les tronçons rocheux des quatre premiers kilomètres de la rivière, par la zone urbanisée et industrielle de la ville de Lac-Mégantic ainsi que par les variations de niveau et de débit d'eau causées par le barrage de Lac-Mégantic. Toutefois, l'augmentation générale de l'abondance d'espèces piscivores et du méné bec-de-lièvre, une espèce insectivore et intolérante à la pollution, indique que l'état de la rivière Chaudière s'est amélioré. En effet, la diminution de l'abondance relative d'espèces tolérantes à la pollution et des omnivores (p. ex., le meunier noir) ainsi que la baisse du taux de déformation démontrent que la diminution de la contamination des sédiments au fil du temps a contribué aux signes de rétablissement des communautés de poissons.

Malgré la diminution globale de la contamination, les sédiments de la rivière Chaudière portent toujours la marque du déversement pétrolier de 2013. En effet, les niveaux de contamination par les hydrocarbures dans les sédiments en 2023 restent préoccupants dans six zones d'accumulation de sédiments fins situées dans les premiers kilomètres de la rivière, dont le secteur dragué au point kilométrique (PK) 4,5. Dans les zones d'accumulation de sédiments fins, les signes de rétablissement de la communauté de macroinvertébrés benthiques sont plus lents ou moins évidents que pour le substrat rocheux. Certains de ces changements semblent démontrer un rétablissement de ces écosystèmes, tels que l'augmentation des crustacés de la famille Asellidae (sensibles aux hydrocarbures) au PK 4,5 et la diminution des oligochètes dans la majorité des stations. D'autres changements, tels que la diminution du nombre de taxons Chironomidae (dont certains sensibles aux hydrocarbures) et du pourcentage de mollusques bivalves, considérés comme sensibles aux hydrocarbures, semblent indiquer que des processus de recolonisation seraient toujours en cours. Enfin, une augmentation des concentrations en hydrocarbures dans le bassin

formé par le barrage Sartigan à Saint-Georges en 2023 par rapport à 2016 suggère un déplacement de la contamination vers l'aval et une accumulation de celle-ci dans ce bassin. Cette observation est renforcée par la constatation d'une diminution de la concentration dans les secteurs en amont. D'autres sources de pollution ponctuelles urbaines ou industrielles ont pu également contribuer aux concentrations mesurées en 2023 dans le bassin du barrage Sartigan.

En bref, dans les tronçons rocheux, cela va mieux.
Dans les zones d'accumulation, il y a toujours des préoccupations.

Table des matières

Résumé ____ iii

Table des matières ____ v

Liste des tableaux ____ v

Liste des figures ____ vi

Liste des abréviations ____ viii

Remerciements ____ ix

1. Introduction ____ 1

2. Méthodologie ____ 3

2.1 Zone d'étude ____ 3

2.2 Contamination des sédiments ____ 3

2.3 Communautés de macroinvertébrés benthiques ____ 6

2.4 Communautés de poissons ____ 7

3. Résultats et discussion ____ 8

3.1 Contamination des sédiments ____ 8

3.2 Communautés de macroinvertébrés benthiques ____ 15

3.3 Communautés de poissons ____ 25

4. Conclusion ____ 30

4.1 Constats ____ 30

4.2 Perspectives ____ 33

Références bibliographiques ____ 34

Liste des tableaux

Tableau 3.2.1 Valeurs moyennes de l'ISB_{SurVol}, de ses variables et du pourcentage de mollusques des sept stations communes aux cinq périodes d'échantillonnage des tronçons à substrat rocheux ____ 16

Liste des figures

Figure 1.1.1 Schéma conceptuel des effets de la contamination en hydrocarbures pétroliers sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et de poissons 2

Figure 2.1.1 Localisation des stations d'échantillonnage pour les sédiments, les macroinvertébrés benthiques (benthos) et les poissons, les chiffres à l'intérieur des points d'échantillonnage représentant le nombre de stations situées à cet emplacement 4

Figure 2.1.2 Exemple de (a) tronçon à substrat rocheux et de (b) zone d'accumulation de sédiments fins 5

Figure 3.1.1 Distribution des résultats d'analyses de teneurs en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} aux 130 stations échantillonnées en 2013, 2014, 2016 et 2023 (Argus Environnement, 2024) 8

Figure 3.1.2 Teneurs en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} pour 130 stations échantillonnées en 2013, 2014, 2016 et 2023 entre les PK 0 et PK 85 de la rivière Chaudière (modifiée d'Argus Environnement, 2024) 9

Figure 3.1.3 (a) Comparaison de l'importance de la contamination estimée par les observations visuelles de l'irisation lors du brassage des sédiments sur des placettes d'un mètre carré en 2013, 2014, 2016 et 2023 et (b)comparaison des cotes concaténées obtenues pour l'observation de l'irisation lors du retournement de cinq roches en 2014, 2016 et 2023 (n = 66; modifiée d'Argus Environnement, 2024) 10

Figure 3.1.4 Statistiques descriptives des concentrations d'hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} pour les échantillons de sédiments récoltés après le dragage de la zone d'accumulation du PK 4,5 en 2014, 2015, 2016 et 2023; Max : concentration maximale, Med : concentration médiane, n =21 (modifiée d'Argus Environnement, 2024) 11

Figure 3.1.5 Représentation de l'évolution et de la distribution de la contamination résiduelle en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} au PK 4,5 sous forme de diagrammes de Voronoi pour 2014 (avant et après le dragage), 2015, 2016 et 2023 (modifiée d'Argus Environnement, 2024) 12

Figure 3.1.6 Statistiques descriptives des concentrations d'hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} mesurées dans les prélèvements effectués dans le bassin du barrage Sartigan en 2014, 2016 et 2023; DNQ : Détecté mais non quantifié, Max : concentration maximale, Med : concentration médiane, n = 14 (modifiée d'Argus Environnement, 2024) 13

Figure 3.1.7 Représentation de l'évolution et de la distribution de la contamination résiduelle en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} du bassin Sartigan sous forme de diagrammes de Voronoi pour 2014, 2016 et 2023 (modifiée d'Argus Environnement, 2024) 14

Figure 3.2.1 Histogramme des valeurs d'ISB_{SurVol} aux stations de la rivière Chaudière pour les différentes périodes d'échantillonnage, la ligne pointillée bleue

représentant le seuil de bonne intégrité et la ligne pointillée rouge, le seuil d'état précaire 16

Figure 3.2.2 Diagramme en boîte des valeurs d'ISB_{SurVol} des sept stations communes aux cinq périodes d'échantillonnages 17

Figure 3.2.3 Histogramme des valeurs d'ISB_g aux stations des tronçons à substrat rocheux de la rivière Chaudière à travers les différentes périodes d'échantillonnage, la ligne pointillée bleue représentant le seuil de bonne intégrité 18

Figure 3.2.4 Profil longitudinal des abondances relatives des grands groupes de macroinvertébrés benthiques des stations des tronçons à substrat rocheux de la rivière Chaudière en 2013, 2014, 2015 et 2023 19

Figure 3.2.5 Diagrammes en boîte (a) des pourcentages de crustacés, (b) du nombre de taxons Chironomidae et (c) des pourcentages de pélécypodes des six stations communes aux trois périodes d'échantillonnages 21

Figure 3.2.6 Profil longitudinal des moyennes des abondances relatives des grands groupes de macroinvertébrés benthiques des stations des zones d'accumulation de sédiments fins de la rivière Chaudière en 2014, 2016 et 2023, les stations DR41, DR42 et DR49 étant situées dans la zone draguée au PK 4,5 23

Figure 3.2.7 Nombre de taxons d'insectes fouisseurs présents dans les zones d'accumulation de sédiments fins, les stations DR41, DR42 et DR49 étant situées dans la zone draguée au PK 4,5 24

Figure 3.3.1 (a) Prise par unité d'effort (PUE) et (b) biomasse par unité d'effort (BUE) de la communauté de poissons des quatre années d'échantillonnage de la rivière Chaudière, présentées par des couleurs différentes, aux huit stations échantillonnées en 2023 26

Figure 3.3.2 Abondances relatives de certains groupes de la communauté de poissons aux cinq stations communes en 1994, 2014, 2016 et 2023, (a) selon leur tolérance à la pollution et (b) selon leur niveau trophique 27

Figure 3.3.3 Taux d'anomalies externes de type DELT (déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs) chez les poissons aux stations de la haute Chaudière échantillonnées en 1994 (gris), 2014 (orange), 2016 (bleu) et 2023 (vert) 28

Figure 3.3.4 Indice d'intégrité biotique (IIB) classé par cote, de « très faible » à « excellente », aux stations de la haute Chaudière pour les années 1994, 2014, 2016 et 2023 29

Figure 4.1.1 Résumé des principaux constats pour la contamination des sédiments, les communautés de macroinvertébrés benthiques et les communautés de poissons de la rivière Chaudière en 2023 32

Liste des abréviations

BUE	Biomasse par unité d'effort
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
DELT	Déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs
DNQ	Détecté, non quantifié
HP C_{10}-C_{50}	Hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IIB	Indice d'intégrité biotique
$IQBP_6$	Indice de la qualité bactériologique et physicochimique
IQBR	Indice de qualité de la bande riveraine
IQH	Indice de qualité d'habitat
ISB	Indice de santé du benthos
ISB_g	Indice de santé du benthos en substrat grossier
ISB_{SurVol}	Indice de santé du benthos variante volontaire – SurVol Benthos
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
mg/kg	Milligramme par kilogramme
µg/kg	Microgramme par kilogramme
n	Nombre d'échantillons
PFOS	Perfluorooctane sulfonate
PUE	Abondance en prises par unité d'effort
PK	Point kilométrique
SPFA	Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées
VRA	Valeur de référence d'effets aigus (832 mg/kg)
VRC	Valeur de référence d'effets chroniques (164 mg/kg)

Remerciements

Nous tenons à remercier l'équipe de la Direction générale des barrages du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) pour son soutien concernant les conditions hydrauliques de la rivière et la sécurité des travailleurs dans les zones d'influence des barrages Mégantic et Sartigan.

Nous remercions également Karine Lalonde et Karine Côté de la Direction de l'expertise et de l'analyse en chimie du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du MELCCFP pour leurs conseils dans l'interprétation des profils pétroliers dans les sédiments.

Nous tenons également à remercier Catherine Brisson-Bonenfant, Renée Gravel, Rémy Pouliot et Yves Paradis, de la Direction principale de l'expertise sur la faune aquatique, de même que Nicolas Vachon, de la Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de Chaudière-Appalaches, pour leurs conseils aux analyses et à l'interprétation des données de la communauté de poissons, ainsi que François D'Auteuil-Potvin de la Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement pour ses conseils aux analyses statistiques sur la communauté de poissons.

1. Introduction

Dans la nuit du 6 juillet 2013, un convoi ferroviaire formé de 5 locomotives et de 72 wagons-citernes transportant du pétrole non raffiné a déraillé dans le centre-ville de Lac-Mégantic. Les 63 wagons qui ont déraillé se sont empilé les uns sur les autres, provoquant une explosion et un déversement majeur de pétrole. Le convoi transportait 7 679 000 litres de pétrole non raffiné. Les autorités ont évalué que 5 978 000 litres ont été brûlés ou déversés dans l'environnement. La quantité de pétrole ayant atteint la rivière Chaudière a été estimée à 100 000 litres.

Dans les heures qui ont suivi la tragédie ferroviaire, plusieurs interventions ont été réalisées pour limiter le déversement de pétrole dans la rivière Chaudière. Aussi, des estacades ont été installées dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière afin de capter une partie du pétrole qui avait atteint ces plans d'eau. Les villes de Saint-Georges, de Sainte-Marie et de Lévis (secteur Charny et Saint-Nicolas) ainsi que deux industries agroalimentaires ont dû cesser temporairement de s'approvisionner en eau potable à partir de la rivière. Celles-ci ont pu recommencer à puiser l'eau de la Chaudière en septembre 2013.

Dans les semaines qui ont suivi le déversement de pétrole, des survols aériens et une évaluation systématique de l'état de contamination des rives et du littoral ont été réalisés. Au cours de la même période, de nombreux échantillonnages de sédiments et un grand nombre d'observations visuelles sur les berges et le lit de la rivière Chaudière ont été effectués (MDDELCC, 2014). Les résultats ont montré que les sédiments du littoral de la rivière étaient contaminés par le pétrole, à différents endroits et à des degrés divers, entre le barrage de Lac-Mégantic et le barrage Sartigan, soit sur environ 85 km. Des équipes ont alors été mobilisées pour nettoyer une partie du littoral de la rivière, dans ses parties exondées et inondées par moins de 0,6 m d'eau. Environ 40,2 km de rives ont été nettoyés durant l'été et l'automne 2013.

En janvier 2014, le Ministère a confié à un comité d'experts le mandat de dégager un état de la situation de la rivière sur la base des résultats obtenus en 2013, de déterminer les impacts potentiels du déversement sur l'écosystème et d'élaborer un plan de gestion de la contamination résiduelle (MDDELCC, 2014). Ce premier plan d'action prévoyait aussi des travaux de nettoyage par dragage dans la partie la plus contaminée de la rivière, soit dans la zone d'accumulation de sédiments fins localisée à 4,5 km en aval du barrage de Lac-Mégantic. Un second plan d'action a été rendu public en 2015 (MDDELCC, 2015a). Ensemble, les deux plans ont mené à la réalisation de plusieurs projets de caractérisation des sédiments, des communautés de macroinvertébrés benthiques et des poissons. Ces activités se sont soldées par la publication de plusieurs rapports disponibles en ligne. Le troisième rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers (MDDELCC, 2017a) recommandait de reprendre le suivi environnemental de la rivière par l'échantillonnage des sédiments, des macroinvertébrés benthiques et des poissons après un délai de cinq ans. Ce délai devait permettre aux sédiments d'être davantage nettoyés par l'atténuation naturelle de la contamination, aux macroinvertébrés benthiques de recoloniser le milieu et aux cohortes de poissons d'être, pour la plupart, remplacées par de plus jeunes moins exposées à la contamination résultant des événements de juillet 2013. Ainsi, pour donner suite à cette recommandation, le suivi environnemental a été repris en 2023 dans le but d'établir le portrait de la situation dix ans après la tragédie ferroviaire (2013-2023).

Le présent rapport dresse le dernier portrait de l'état de la rivière Chaudière, en évaluant le niveau de contamination résiduelle des sédiments ainsi que les caractéristiques des communautés de macroinvertébrés benthiques et de poissons qui s'y trouvent (figure 1.1.1). Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes qui vivent dans le fond des lacs et des cours d'eau, qui sont visibles à l'œil nu et qui sont dépourvus de colonne vertébrale, tels les insectes sous forme de larves ou d'adultes, les mollusques, les crustacés et les vers. Ces organismes sont une source de nourriture importante pour de nombreux prédateurs aquatiques, dont les poissons. Les macroinvertébrés benthiques sont reconnus

comme étant de bons bio-indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, de leurs cycles de vie variés, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et aux dégradations d'habitats (MDDEFP, 2013a). Les hydrocarbures pétroliers piégés dans les sédiments peuvent avoir d'importants effets sur la composition et la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques (Grenier, 2014) et affecter leurs conditions physiologiques (Bhattacharya et collab., 2003; Bury, 1972; Simpson, 1980; Woodward et collab., 1981; Woodward et collab., 1987). Tout comme les macroinvertébrés benthiques, l'état de la communauté de poissons est un bio-indicateur couramment utilisé pour caractériser l'état des cours d'eau impactés par les activités humaines (Richard, 1994; La Violette, 1999; Stevens et Council, 2008, entre autres). Dans le cas de déversements pétroliers, la présence d'hydrocarbures dans les sédiments peut avoir plusieurs effets directs et indirects sur la communauté de poissons (figure 1.1.1). Notamment, ce type de contamination peut induire de nombreuses réponses physiologiques (Grosell et Pasparakis, 2021) et causer l'érosion des nageoires (Minchew et Yarbrough, 1977; Moles et Norcross, 1998). De plus, les ressources disponibles pour les poissons, dont les macroinvertébrés, qui sont elles-mêmes affectées par la pollution et la qualité de l'eau et des sédiments, affectent ainsi la composition, l'abondance et la biomasse de la communauté de poissons.

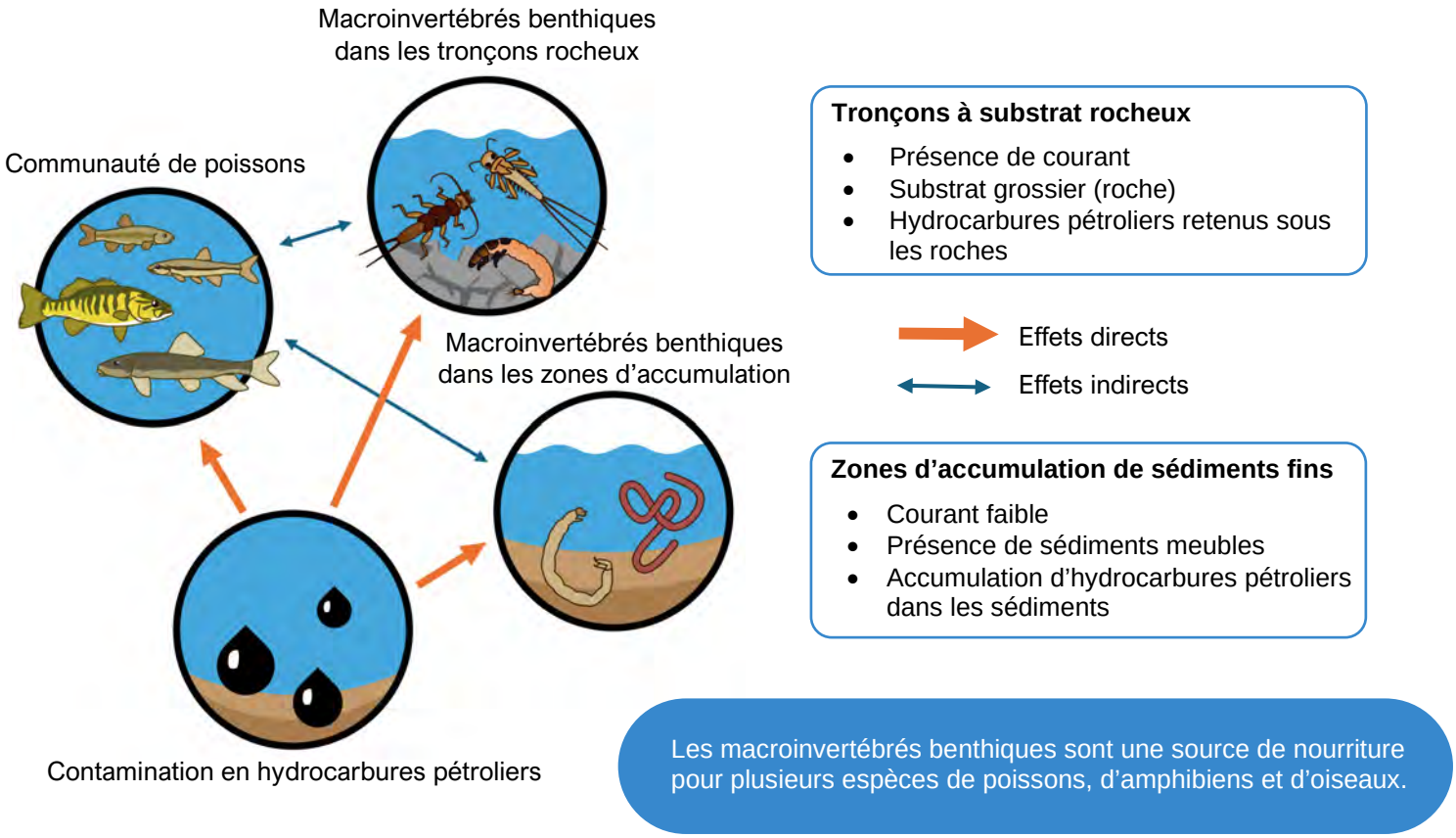


Figure 1.1.1 Schéma conceptuel des effets de la contamination en hydrocarbures pétroliers sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et de poissons

2. Méthodologie

2.1 Zone d'étude

Le bassin versant de la rivière Chaudière est situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Québec et draine une grande région d'environ 6 682 km². La rivière prend sa source dans le lac Mégantic, à l'extrémité sud du bassin, et coule sur 185 km vers le nord pour se jeter dans le fleuve Saint-Laurent à Lévis (Saint-Romuald). Le bassin versant fait partie de deux régions naturelles distinctes : les basses terres du Saint-Laurent et les Appalaches, mais seulement 10 % du bassin est situé dans les basses terres.

La section à l'étude se définit comme la haute Chaudière, elle s'étend du barrage de Lac-Mégantic (débit moyen de 17,01 m³/s en 2023) jusqu'au barrage Sartigan à Saint-Georges (débit moyen de 45,52 m³/s en 2023) sur un tronçon de 85 km. La haute Chaudière couvre la partie sud du bassin versant, d'une superficie totale de 3 075 km² (46 % de la superficie totale du bassin versant), qui représente le secteur de la rivière qui a été principalement affecté par le déversement. Afin de faciliter la localisation des stations d'échantillonnage, la haute Chaudière a été subdivisée par points kilométriques (PK). Le PK 0 correspond exactement au barrage de Lac-Mégantic et le PK 85 correspond approximativement au barrage Sartigan, à Saint-Georges (figure 2.1.1).

La rivière Chaudière n'est pas homogène tout au long de ses 185 km. Dans les tronçons à plus forte pente, l'eau s'écoule rapidement, formant des rapides et des zones d'eau vive où le sable et les particules fines ne peuvent pas se déposer et sont plutôt transportés vers l'aval. Ces parties à courant rapide ont en conséquence un fond constitué principalement de roches et de galets (tronçons à substrat rocheux, figure 2.1.2a). À l'inverse, les zones de courant lent permettent au sable et aux particules plus fines de se déposer et se retrouvent ainsi avec un fond sableux ou vaseux (zone d'accumulation de sédiments fins; figure 2.1.2b). Ces deux milieux ont, de façon naturelle, une composition et une structure des communautés de macroinvertébrés benthiques différentes (MDDELCC, 2017c; MDDELCC, 2018). De plus, le potentiel de rétablissement et de recolonisation des communautés diffère aussi selon le milieu. Ces milieux ont aussi des dynamiques différentes dans la façon de recevoir et de retenir ou non les hydrocarbures pétroliers. Comme expliqué plus loin, ces différences nécessitent des méthodes d'échantillonnage différentes, tant pour l'étude de la contamination du fond du cours d'eau par les hydrocarbures pétroliers que pour l'étude de ses communautés de macroinvertébrés benthiques. Les communautés de poissons sont quant à elles plus mobiles et peuvent fréquenter ces deux types de milieux selon l'espèce et le stade de vie. Lors de l'échantillonnage des poissons, le type de substrat est pris en compte, mais il n'est pas utilisé pour catégoriser les résultats.

Pour assurer la cohérence dans l'interprétation des résultats, les périodes, les stratégies et les procédures d'échantillonnage et de suivi visuel de la contamination ont été similaires tous les ans. À l'exception des échantillonnages de sédiments avec des plongeurs, tous les travaux de terrain ont été réalisés lorsque le débit au barrage de Lac-Mégantic (station 023427) était inférieur ou égal à 5 m³/s et celui du barrage Sartigan (station 023429), inférieur ou égal à 30 m³/s.

2.2 Contamination des sédiments

En 2013, des centaines d'échantillons de sédiments ont été prélevés dans la haute Chaudière et analysés pour les hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}, ce qui inclut les hydrocarbures aliphatiques linéaires, branchés et cycliques non aromatiques ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Parmi les sites échantillonnés, 130 ont été sélectionnés pour être échantillonnés à nouveau en 2014, 2016 et 2023. Les échantillons de sédiments ont été analysés par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2025).

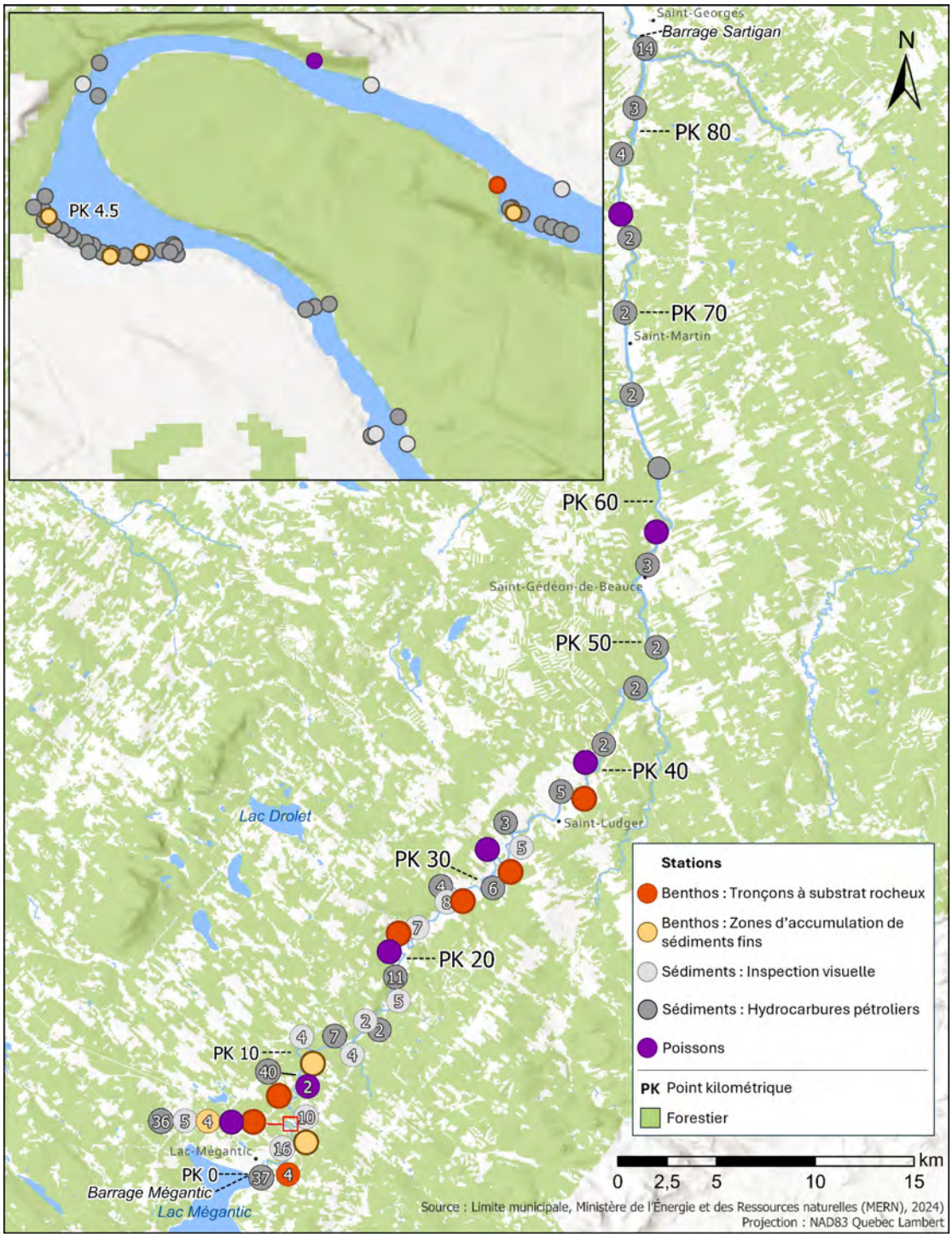


Figure 2.1.1 Localisation des stations d'échantillonnage pour les sédiments, les macroinvertébrés benthiques (benthos) et les poissons, les chiffres à l'intérieur des points d'échantillonnage représentant le nombre de stations situées à cet emplacement

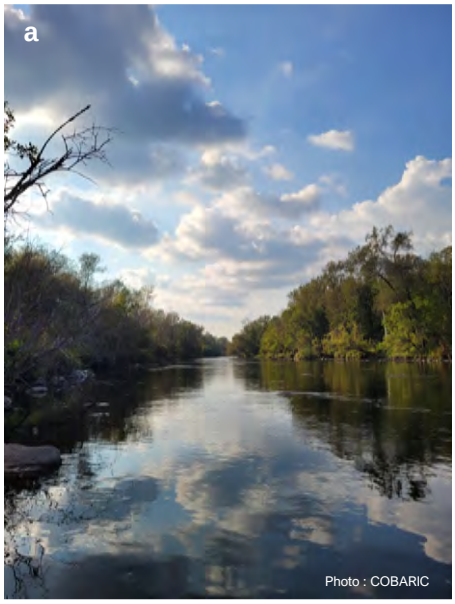


Figure 2.1.2 Exemple de (a) tronçon à substrat rocheux et de (b) zone d'accumulation de sédiments fins

Afin d'évaluer le degré de contamination des sédiments, les résultats ont été comparés à des valeurs de référence spécifiques à l'évaluation de la qualité des sédiments du lac Mégantic et de la rivière Chaudière. Une valeur de référence d'effets chroniques (VRC) de 164 mg/kg et une valeur de référence d'effets aigus (VRA) de 832 mg/kg ont été utilisées pour une protection des organismes aquatiques à long et à court terme, respectivement (MDDEFP, 2013b). Aux fins du calcul de la médiane, un résultat d'analyse des hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} inférieur à la limite de détection est considéré comme égal à zéro. Lorsque le résultat est sous la limite de quantification, qui correspond à trois fois la limite de détection, la valeur est ajustée à la limite de détection.

Dans les tronçons à substrat rocheux, des inspections visuelles de la contamination par brassage du fond (1 m sur 1 m) et par retournement de roches (rayon de 5 m autour de la station) ont été réalisées. Soixante-six stations d'inspections visuelles localisées dans des zones de courant le long des 35 premiers kilomètres de la rivière ont été réalisées chaque année en 2013, 2014, 2016 et 2023.

Il existe un lien étroit entre le niveau de contamination des sédiments et les conditions hydrauliques de la rivière. Les niveaux de contamination les plus élevés, soit des teneurs en hydrocarbures pétroliers supérieures à la VRA ou une présence d'irisation continue sur certains segments, ont souvent été associés aux zones d'accumulation de sédiments fins entre le PK 0 et le PK 15. En 2014, des travaux de dragage dans la portion la plus contaminée de la rivière, soit dans la zone d'accumulation localisée à environ 4,5 km en aval du barrage de Lac-Mégantic (communément appelée le PK 4,5) ont été effectués (MDDELCC, 2015a; MDDELCC, 2015b). En 2023, des échantillons de sédiments ont donc été récoltés pour l'analyse des hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} dans 12 zones d'accumulation de sédiments fins suivies au fil du temps (PK 2,88, PK 3,86, PK 3,96, PK 4,44, PK 4,5, PK 5,2, PK 6,45, PK 6,61, PK 7,65, PK 8,11, PK 8,65 et PK 12,44), pour un total de 50 stations, dont 21 au PK 4,5. Il est à noter qu'en 2014, les prélèvements n'ont pas été réalisés aux mêmes stations que celles de 2015, 2016 et 2023. Dans sept de ces zones (PK 3,86, PK 3,96, PK 4,5, PK 5,2, PK 6,45, PK 8,11 et PK 8,65), établies comme étant encore très contaminées en 2016 (MDDELCC, 2017a; MDDELCC, 2017b; WSP, 2017), deux tracés d'observation visuelle de la contamination des sédiments parallèles à la rive par zone ont été réalisés en 2023 : le premier dans une épaisseur d'eau entre 0,05 et 0,15 m et le second dans une épaisseur d'eau entre 0,35 et 0,50 m.

Le bassin d'eau calme en amont du barrage Sartigan abrite la prise d'eau potable de la Ville de Saint-Georges. Ce bassin est une zone d'accumulation de sédiments fins provenant de l'amont. Afin de

vérifier l'évolution du niveau de contamination dans ce bassin, 14 stations ont été échantillonnées en 2014, 2016 et 2023 pour l'analyse des hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}.

Les échantillons montrant une concentration en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} élevée (> 600 mg/kg) ont aussi été analysés afin de déterminer l'origine des produits pétroliers (CEAEQ, 2013). Certains échantillons ont également été analysés pour quantifier spécifiquement les HAP (CEAEQ, 2024). L'échantillonnage des sédiments et les inspections visuelles ont été réalisés entre septembre et octobre 2023. Les méthodologies et les résultats d'analyse des sédiments ont fait l'objet d'un rapport détaillé (Argus Environnement, 2024).

2.3 Communautés de macroinvertébrés benthiques

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques et la caractérisation de leur habitat ont été réalisés à l'aide de deux types de suivis, selon les différentes zones le long de la rivière Chaudière : les tronçons à substrat rocheux et les zones d'accumulation de sédiments fins.

L'échantillonnage des tronçons à substrat rocheux a été fait en 2013, 2014, 2015 et 2023 selon le protocole du *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau à substrat grossier* (MDDEFP, 2013a). En 2023, dix stations ont été échantillonnées (annexe A2.1; figure A2.1.1). L'échantillonnage des stations de référence (Nebnellis et Samson) ainsi que de cinq stations de la rivière Chaudière (PK 10,5, PK 14,5, PK 56,7, PK 66,7 et PK 75,0) avait été réalisé par le passé, portant le suivi à 17 stations (annexe A2.1; tableau A2.1.1). En 2013, le Comité de bassin de la rivière Chaudière (COBARIC) a procédé à l'identification des organismes à leur famille ou au regroupement de certaines familles (Moisan, 2010), ce qui a permis de calculer l'indice de santé du benthos variante volontaire – SurVol Benthos (ISB_{SurVol}). Pour les autres années d'échantillonnage, les organismes ont été identifiés au genre par le MELCCFP, rendant ainsi possible l'utilisation de l'indice de base de santé du benthos en substrat grossier (ISB_g) et de l'ISB_{SurVol}. La majorité des analyses du présent rapport a été faite à partir de l'ISB_{SurVol}, afin de garantir la comparabilité entre les résultats de toutes les années d'échantillonnage. La description des ISB et de leurs variables se retrouve dans le *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec* (MDDEFP, 2013a).

Les stations en zones d'accumulation de sédiments fins ont été échantillonnées en 2014, 2016 et 2023. Six stations ont été échantillonnées en 2023 (retrait des stations 24 et 282; voir l'annexe A2.1, tableau A2.1.2), dont trois stations dans le secteur dragué au PK 4,5. L'échantillonnage et l'identification des organismes ont été réalisés par le MELCCFP, en utilisant majoritairement une résolution taxonomique au genre. Une benne Ekman standard a été utilisée pour l'échantillonnage (MDDELCC, 2018). Cette méthode a été préconisée afin de récolter les communautés de macroinvertébrés se retrouvant dans les sédiments, étant donné que ceux-ci sont les plus affectés par le déversement. Les échantillons du secteur du PK 4,5 (DR41, DR42 et DR49) en 2014 ont été prélevés en juin, avant que ce secteur subisse des travaux de dragage pour retirer les sédiments contaminés. Toutes les autres stations de 2014 ont été échantillonnées à l'automne. Les stations de 2016 et 2023 ont été échantillonnées en juin selon la recommandation d'un rapport ultérieur (MDDELCC, 2016). Ce type d'échantillonnage ne permet pas le calcul d'un ISB puisque les protocoles développés par le MELCCFP sont standardisés pour un échantillonnage au filet troubleau. De même, au moment de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques, il y a eu une récolte de sédiments pour l'analyse des hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} par le CEAEQ (CEAEQ, 2025). Ces analyses de sédiments et d'hydrocarbures sont différentes de celles présentées dans la section 3.1 et permettent l'analyse concomitante des communautés de benthos avec le substrat.

Des indices de qualité d'habitat (IQH) et une adaptation de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) ont aussi été évalués sur le terrain (MDDEFP, 2013a; Moisan et Pelletier, 2011). La température, l'oxygène dissous, la conductivité, le pH et la salinité ont été mesurés dans les zones d'accumulation de sédiments fins. La température et la conductivité ont été mesurées dans les tronçons à substrat rocheux. Une station

d'échantillonnage (annexe 2.2, tableau A2.2.1) offre aussi des valeurs de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau ($IQBP_6$) annuelle (MELCC, 2022). Les analyses de qualité de l'eau ont été effectuées par le CEAEQ. Les données de débit, provenant de la station hydrométrique 023427 située en aval du barrage de Lac-Mégantic (annexe 2.2, tableau A2.2.2), sont fournies par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ, 2024).

2.4 Communautés de poissons

L'échantillonnage de la communauté de poissons se base sur un protocole standardisé, utilisé depuis plusieurs années au Ministère dans divers contextes d'évaluation de l'état d'une rivière. En 2023, l'échantillonnage s'est effectué à huit stations, réparties entre le barrage de Lac-Mégantic et le barrage Sartigan, à Saint-Georges (figure 2.1.1). Ces stations ont été échantillonnées en cinq jours de pêche entre le 26 juillet et le 3 août 2023. Les caractéristiques des habitats biophysiques des stations de pêche sont présentées en annexe (annexe 3.1, tableau A3.1.1).

L'échantillonnage de la communauté de poissons a été réalisé par pêche électrique à gué (La Violette, 1999), selon la même méthodologie que les études précédentes (MDDELCC, 2015c et 2017d). Brièvement, pour chaque station, la pêche se fait sur un tronçon de rivière d'une longueur minimale de 50 m, sur toute la largeur de la rivière, et, si possible, avec un minimum de 50 captures. Les individus sont ensuite transportés au laboratoire pour une identification à l'espèce et une mesure de la biomasse. Pour chaque station et pour chacune des espèces capturées, un maximum de 20 (±1) individus, représentatifs de la distribution des classes de tailles, ont été mesurés, pesés et examinés pour dénombrer les anomalies externes de type DELT (déformation, érosion, lésion, tumeur; Richard et collab., 2016). Les classifications du niveau trophique et de la tolérance relative à la pollution pour chaque espèce (annexe 3.1, tableau A3.1.2) sont celles utilisées dans les études précédentes (MDDELCC, 2015c et 2017d), tirées de Plafkin et ses collaborateurs (1989) et de Barbour (1999).

Les données ont été utilisées pour calculer l'abondance en prises par unité d'effort (PUE) et la biomasse par unité d'effort (BUE), par station ou par espèce. Ces variables traduisent respectivement le nombre total de poissons capturés (prises) et la biomasse totale (g) par minute (min) de pêche (effort), c'est-à-dire pour chaque minute où un courant électrique a été appliqué à la masse d'eau. Les calculs des longueurs moyennes pondérées par espèce et des taux d'anomalies par station ou par espèce sont présentés à l'annexe 3.2.

Les différentes variables calculées par station en 2023 sont comparées avec les années d'échantillonnage précédentes (1994, 2014 et 2016). Selon la combinaison d'années choisie pour la comparaison, le nombre de stations communes varie (annexe 3.3, tableau A3.3.1). Des analyses de variance ont été effectuées en dispositif avec bloc aléatoire complet (ANOVA-DBAC) pour tenir compte de la dépendance des échantillons d'une même station entre les années. Ce type d'analyse nécessite de transformer préalablement les variables (annexe 3.3, tableau A3.3.1) afin que l'analyse réponde aux critères d'applicabilité de tests statistiques paramétriques.

Enfin, l'état de santé global de la communauté piscicole a été évalué au moyen de l'indice d'intégrité biotique (IIB) conçu par Karr et ses collaborateurs (1986) et adapté par Richard (1994 et 1996) pour le Québec (pour plus d'information, voir La Violette, 1999). L'IIB intègre sept paramètres relatifs à la composition, à l'abondance, à l'organisation trophique et aux taux d'anomalie de la communauté de poissons, dont les valeurs sont comparées à des critères de référence (MDDELCC, 2017d). La cote finale de l'IIB reflète ainsi la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté de poissons comparable à celle d'un écosystème naturel peu ou pas perturbé par l'activité anthropique (Karr, 1987). L'intégrité biotique

a été calculée à chaque station et est comparée aux résultats obtenus en 2016, 2014 et 1994. Tous les tests statistiques et les calculs d'indices ont été effectués à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2023).

Dans les heures suivant le déraillement du convoi ferroviaire en 2013, 33 000 litres de mousse extinctrice formant un film aqueux contenant des tensioactifs fluorés brevetés ont été utilisés afin d'éteindre l'incendie. Cette analyse ne faisait pas partie des recommandations du troisième rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers (MDDELCC, 2017a), mais 37 substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA) ont néanmoins été analysées dans les poissons entiers de la rivière Chaudière récoltés en 2023 entre le PK 5,0 et PK 75,0 (annexe 3.7).

3. Résultats et discussion

3.1 Contamination des sédiments

Cette section présente l'évolution temporelle de la contamination des sédiments de la haute Chaudière, le niveau de contamination visuelle des sédiments ainsi que la caractérisation de la contamination des zones d'accumulation de sédiments fins et du bassin formé par le barrage Sartigan. Pour ce faire, les résultats de 2023 ont été comparés à ceux des années précédentes (2013, 2014, 2015 et 2016) selon l'objectif spécifique établi.

3.1.1 Évolution temporelle de la contamination des sédiments (PK 0 à PK 85)

En 2013, les sédiments de la haute Chaudière ont été fortement contaminés par des hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} (HP C_{10}-C_{50}) à la suite de la tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic (MDDELCC, 2014). De 2013 à 2023, la contamination des sédiments a diminué de façon marquée tant par son étendue que par les concentrations mesurées. En effet, la médiane des concentrations mesurées aux 130 stations d'échantillonnage, réparties sur les 85 premiers kilomètres de la rivière, est passée de 215 mg/kg en 2013 à 62 mg/kg en 2014, pour descendre sous la limite de détection médiane de 36 mg/kg en 2016 et de 33 mg/kg en 2023 (figure 3.1.1).

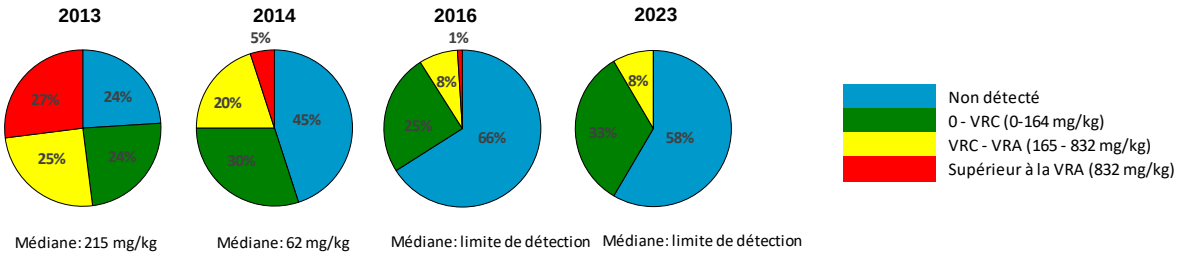


Figure 3.1.1 Distribution des résultats d'analyses de teneurs en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} aux 130 stations échantillonnées en 2013, 2014, 2016 et 2023 (Argus Environnement, 2024)

En 2016, la concentration maximale parmi les 130 stations a été mesurée au PK 5,3 (station 616), avec un taux de contamination de 1 400 mg/kg, comparativement au taux maximal de 600 mg/kg mesuré au PK 8,6 (station STA-9A) en 2023. L'identification des produits pétroliers en 2023 au PK 8,6 indiquait la présence d'hydrocarbures lourds, mais ils n'étaient pas comparables aux étalons de référence, dont le pétrole contenu dans les wagons impliqués dans la tragédie (annexe 1.1, figure A1.1.1). La biodégradation lente des hydrocarbures déversés lors de la tragédie, d'autres sources ponctuelles possibles d'hydrocarbures

provenant de la zone urbaine et du secteur industriel de Lac-Mégantic ainsi que la présence d'hydrocarbures provenant de la décomposition des plantes peuvent expliquer les profils pétroliers observés en 2023. Les HAP ont été analysés à la station STA-9A, mais aucun dépassement de la concentration d'effets fréquents n'a été observé. Toutefois, certains composés d'HAP ont dépassé la concentration d'effets rares (annexe 1.1, tableau A1.1.1).

L'analyse statistique (test non paramétrique de Friedman pour échantillons appariés) comparant les teneurs mesurées indique une différence significative entre les quatre années dans l'ensemble des 130 stations (p < 0,00001), ce qui confirme la diminution observée au fil du temps. En effet, la proportion des stations où la somme des concentrations mesurées de HP C_{10}-C_{50} dépassait la valeur de référence d'effets aigus (VRA) est passée de 27 % en 2013, à 5 % en 2014, puis à 1 % en 2016. En 2023, aucun dépassement de la VRA n'a été observé. La proportion des stations où les concentrations mesurées dépassaient la valeur de référence d'effets chroniques (VRC) a aussi diminué, passant de 52 % en 2013 à 25 % en 2014, puis à 9 % en 2016 et à 8 % en 2023 (figure 3.1.1).

L'étendue de la contamination des sédiments de la rivière Chaudière a également diminué. En 2013, aux 130 stations réparties sur les 85 premiers kilomètres de la rivière, des teneurs supérieures à la VRA étaient observées jusqu'à 80 km en aval de Lac-Mégantic, avec une amplitude de dépassement élevée. En 2014, de tels dépassements n'étaient plus visibles que dans les neuf premiers kilomètres, mais l'amplitude des dépassements de la VRA demeurait élevée. En 2016, un seul dépassement de la VRA a été observé au PK 5,3 et son amplitude de dépassement avait diminué. En 2023, aucun dépassement de la VRA n'a été observé, ce qui indique une amélioration importante de la qualité des sédiments de 2013 à 2023. Cependant, en 2016, les dépassements de la VRC se limitaient aux 8,6 premiers kilomètres, tandis qu'en 2023, les dépassements de la VRC descendaient jusqu'à 12,4 km (figure 3.1.2), ce qui indique un déplacement de la contamination vers l'aval.

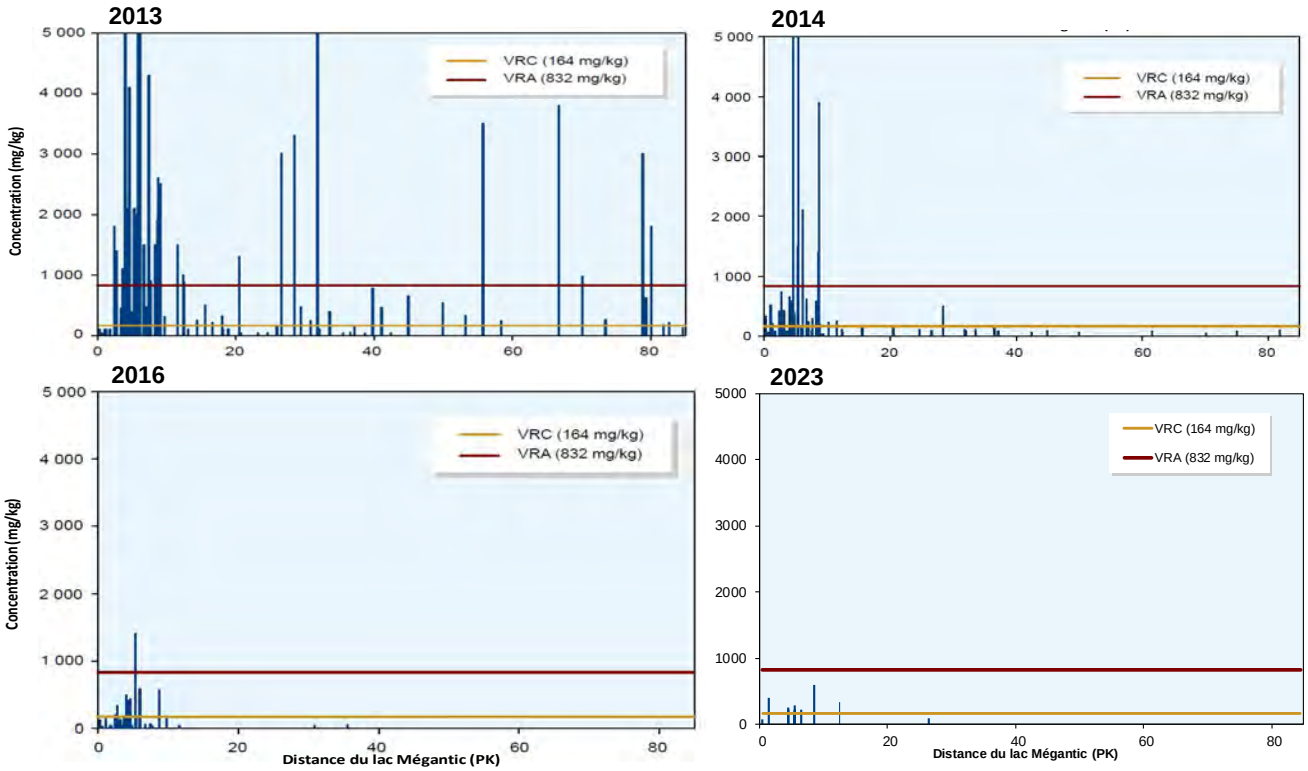


Figure 3.1.2 Teneurs en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} pour 130 stations échantillonnées en 2013, 2014, 2016 et 2023 entre les PK 0 et PK 85 de la rivière Chaudière (modifiée d'Argus Environnement, 2024)

3.1.2 Évaluation du niveau de contamination visuelle des sédiments dans les tronçons rocheux (PK 0 à PK 35)

Le suivi visuel de la contamination des sédiments a également permis de constater une réduction importante de la contamination par les hydrocarbures pétroliers le long des 35 premiers kilomètres de la rivière. Les hydrocarbures pétroliers créent sur l'eau un film mince qui interfère avec la lumière, produisant une irisation. Lors du brassage des sédiments, le pourcentage de stations où aucune irisation n'a été observée à la surface de l'eau est passé de seulement 5 % en 2013 à 26 % en 2014, puis à 64 % en 2016 et à 98 % en 2023 (figure 3.1.3a). De plus, le pourcentage de stations où aucune irisation n'a été observée lors du retournement de roches est passé de 3 % en 2014 à 8 % en 2016, puis à 100 % en 2023 (figure 3.1.3b). Globalement, en 2023, des signes d'irisation ont été observés à la surface de l'eau dans seulement une station [station IV3-4(6)] lors du brassage des sédiments au PK 3,9. En 2016, la contamination visuelle était encore perceptible jusqu'au PK 32,2 lors du retournement de roches (annexe 1.2, figure A1.2.1). Cette amélioration peut être attribuable à des processus de dispersion ou d'atténuation naturelle (MELCCFP, 2017b).

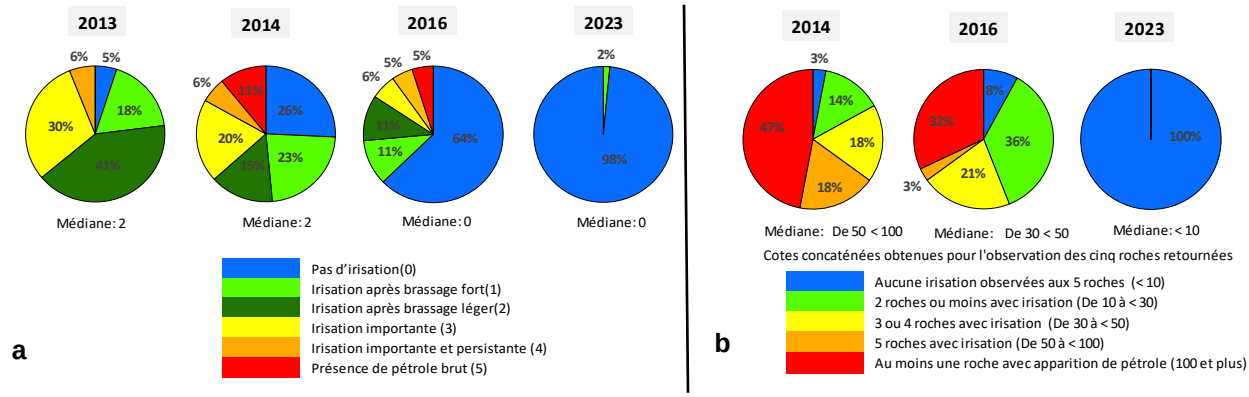


Figure 3.1.3 (a) Comparaison de l'importance de la contamination estimée par les observations visuelles de l'irisation lors du brassage des sédiments sur des placettes d'un mètre carré en 2013, 2014, 2016 et 2023 et (b) comparaison des cotes concaténées obtenues pour l'observation de l'irisation lors du retournement de cinq roches en 2014, 2016 et 2023 (n = 66; modifiée d'Argus Environnement, 2024)

3.1.3 Zones d'accumulation de sédiments fins (PK 0 à PK 15)

Dans 12 zones de ralentissement du courant entre le PK 0 et le PK 15, incluant la zone draguée en 2014 au PK 4,5, où les sédiments fins ont tendance à se déposer et à s'accumuler, les teneurs en contaminants tendent à être plus élevées. Dans ces 12 zones, le pourcentage de stations où les teneurs en hydrocarbures pétroliers excédaient la VRA est passé de 22 % en 2016 à 4 % (2 stations sur 50) en 2023. En 2016, des dépassements de la VRA étaient enregistrés jusqu'au PK 8,65, tandis qu'en 2023, les deux dépassements de la VRA sur 50 stations étaient restreints aux quatre premiers kilomètres (1 100 mg/kg au PK 2,88 et 930 mg/kg au PK 3,96; annexe 1.3, figure A1.3.1). Le pourcentage de stations excédant la VRC est passé de 76 % en 2016 à 40 % en 2023. Au cours de la même période, la concentration maximale est passée de 1 800 à 1 100 mg/kg et la concentration médiane est passée de 250 mg/kg à sous la limite de détection. De plus, les tracés visuels dans sept zones d'accumulation de sédiments fins montrent une présence réduite d'irisation par rapport aux années précédentes. Cependant, de l'irisation continue sur certains segments a été observée aux PK 4,5, PK 5,2, PK 8,11 et PK 8,65. De l'irisation occasionnelle a été observée au PK 3,96 et aucune irisation n'a été observée au PK 3,86 et au PK 6,45 (annexe 1.4). Les concentrations en HAP dans les zones d'accumulation de sédiments fins en 2023 étaient largement

inférieures à la concentration d'effets fréquents et aux concentrations observées en 2016 (WSP, 2017). Toutefois, certains composés d'HAP ont dépassé la concentration d'effets rares, particulièrement dans la zone située au PK 3,96 (annexe 1.1, tableau A1.1.1). De plus, l'identification des produits pétroliers n'a pas permis de relier les profils des hydrocarbures lourds obtenus en 2023 à ceux du pétrole contenu dans les wagons impliqués dans la tragédie (annexe 1.1, figure A1.1.1).

La zone d'accumulation située au PK 4,5 s'est révélée être la zone la plus contaminée par le déversement survenu en 2013. Des travaux de dragage ont d'ailleurs été réalisés à cet endroit à l'automne 2014. La contamination des sédiments dans ce secteur a diminué sous l'effet du dragage, a remonté un peu en 2015, puis est redescendue en 2016 et en 2023. En effet, la concentration maximale de HP C_{10}-C_{50}, qui était de 29 000 mg/kg avant les travaux de dragage en 2014, était de 2 200 mg/kg immédiatement après ceux-ci, de 3 800 mg/kg en 2015, de 1 800 mg/kg en 2016 et de 360 mg/kg en 2023. La concentration médiane est passée de 1 500 mg/kg avant les travaux en 2014 à 130 mg/kg immédiatement après, puis à 360 mg/kg en 2015, à 45 mg/kg en 2016 et à 100 mg/kg en 2023 (figure 3.1.4). Les concentrations plus élevées ont été observées dans les stations situées en bordure de la zone d'accumulation (figure 3.1.5). Ces stations se situent également dans des zones où une irisation continue a été remarquée lors des tracés d'observations visuelles (annexe 1.4, figure A1.4.3).

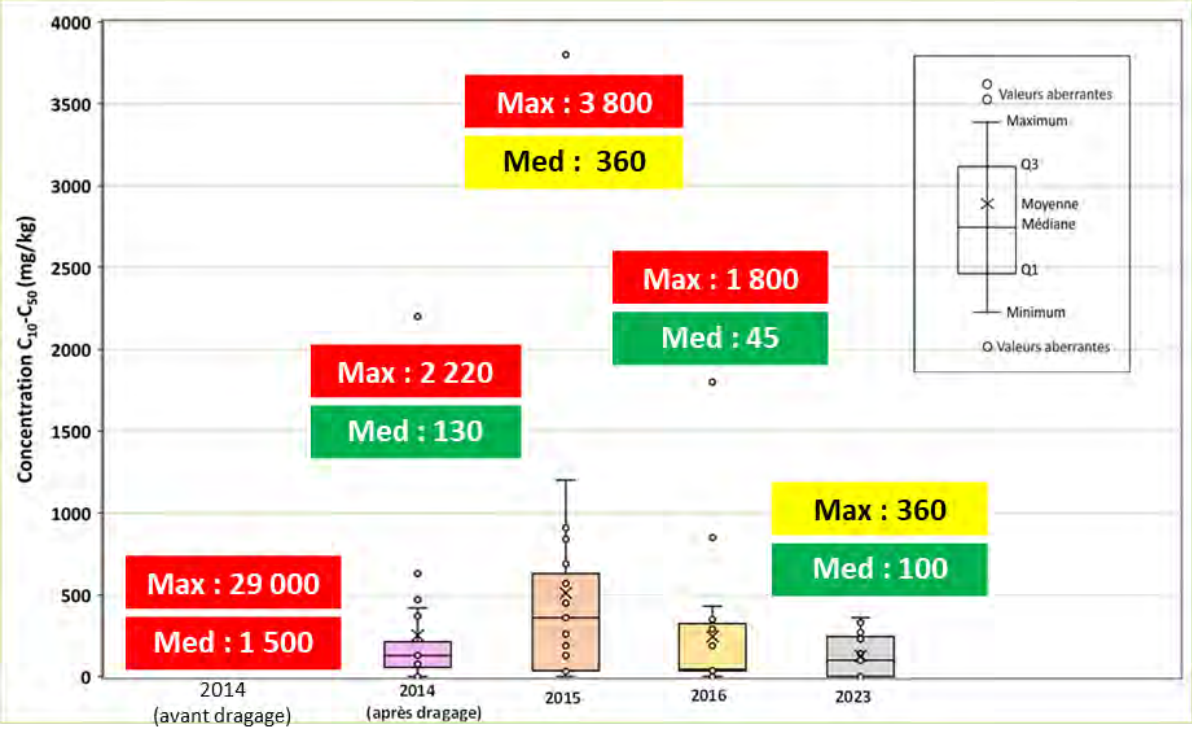


Figure 3.1.4 Statistiques descriptives des concentrations d'hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} pour les échantillons de sédiments récoltés après le dragage de la zone d'accumulation du PK 4,5 en 2014, 2015, 2016 et 2023; Max : concentration maximale, Med : concentration médiane, n = 21 (modifiée d'Argus Environnement, 2024)

Le pourcentage de stations où les concentrations mesurées excédaient la VRA au PK 4,5 est passé de 58 % avant le dragage en 2014 à seulement 4,5 % immédiatement après les travaux en 2014, à 19 % au début de l'été 2015, puis à 5 % en 2016. En 2023, aucun échantillon au PK 4,5 n'a dépassé la VRA de 832 mg/kg. La proportion des stations où les concentrations mesurées dépassaient la VRC est passée de

62 % en 2015, à 43 % en 2016, puis à 38 % en 2023 (figure 3.1.4). L'analyse statistique (test non paramétrique de Friedman pour échantillons appariés) comparant les teneurs mesurées en 2015, 2016 et 2023 aux 21 stations du PK 4,5 indique une différence significative (p = 0,0325), ce qui confirme la diminution depuis 2015 (figure 3.1.4).

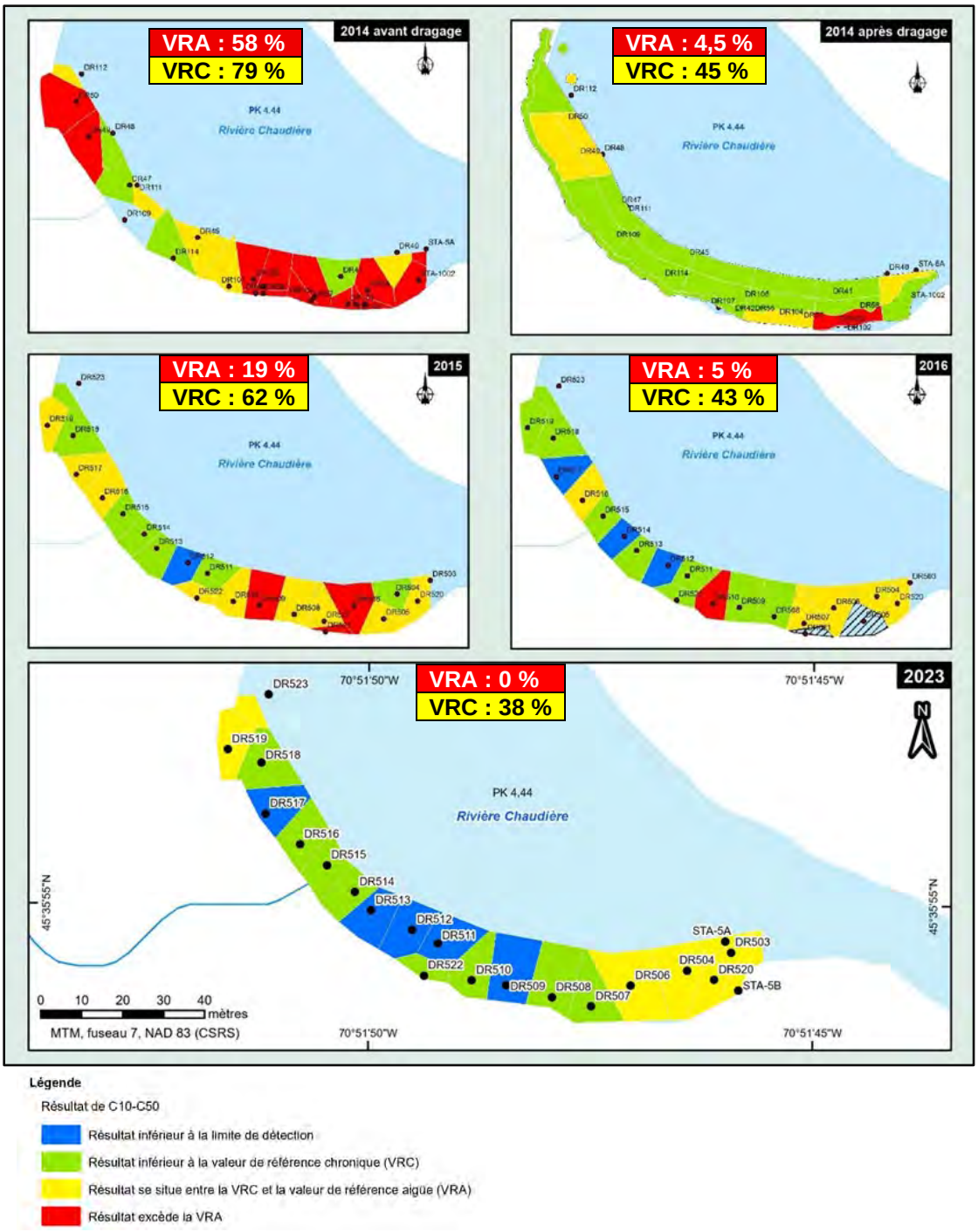


Figure 3.1.5 Représentation de l'évolution et de la distribution de la contamination résiduelle en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} au PK 4,5 sous forme de diagrammes de Voronoi pour 2014 (avant et après le dragage), 2015, 2016 et 2023 (modifiée d'Argus Environnement, 2024)

3.1.4 Bassin formé par le barrage Sartigan (PK 85)

Dans le bassin formé par le barrage Sartigan où se trouve la prise d'eau potable de Saint-Georges, le niveau de contamination des sédiments a diminué de 2014 à 2016, suivi d'une légère augmentation en 2023. La concentration maximale mesurée était de 540 mg/kg en 2014, puis elle a diminué sous la limite de quantification (DNQ) en 2016, pour ensuite augmenter à 220 mg/kg en 2023 (figure 3.1.6). Aucune des stations n'a enregistré des concentrations supérieures à la VRC en 2016, tandis qu'en 2023, deux des quatorze stations (14 %) ont présenté des concentrations dépassant la VRC (ZA-129 et ZA-130; figure 3.1.7; annexe 1.5, figure A1.5.1). Malgré cette augmentation, aucune station n'a dépassé la VRA en 2014, 2016 et 2023. L'analyse statistique (test non paramétrique de Friedman pour échantillons appariés) obtenue pour les teneurs en HP C_{10}-C_{50} de 2014, 2016 et 2023 pour ces 14 échantillons démontre une différence significative (p = 0,01675) entre les années.

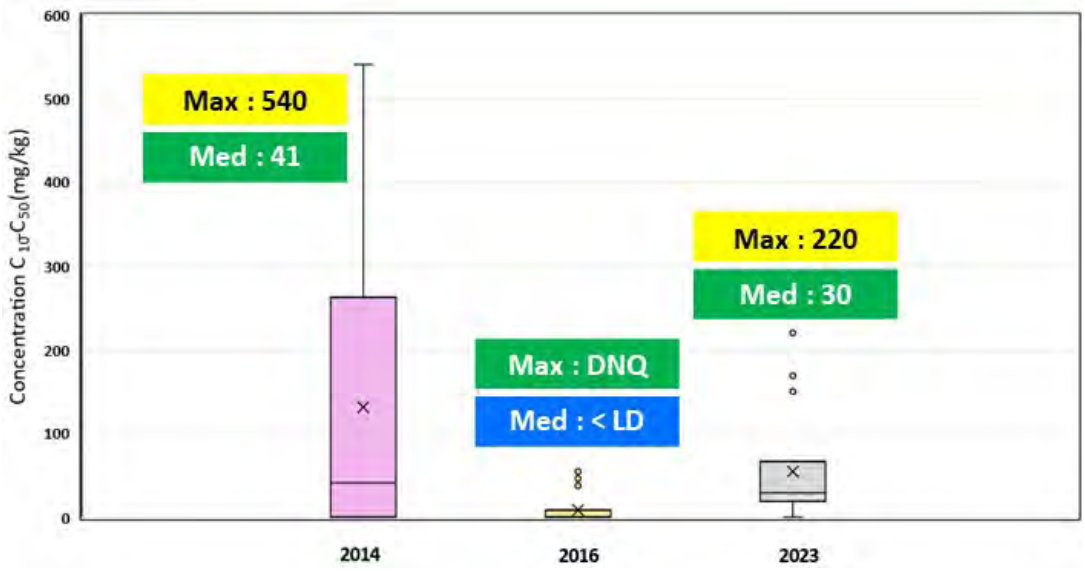


Figure 3.1.6 Statistiques descriptives des concentrations d'hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} mesurées dans les prélèvements effectués dans le bassin du barrage Sartigan en 2014, 2016 et 2023; DNQ : Détecté mais non quantifié, Max : concentration maximale, Med : concentration médiane, n = 14 (modifiée d'Argus Environnement, 2024)

Cette augmentation des concentrations pourrait être attribuable à l'hydrodynamisme de la rivière, à la crue printanière et à la débâcle des glaces au printemps. Ces phénomènes favorisent, au fil des ans, un certain déplacement des particules fines et des hydrocarbures résiduels vers l'aval. À l'approche du barrage Sartigan, une partie de ces hydrocarbures sédimentent dans le bassin d'eau calme créé par le barrage. Cette observation est renforcée par la constatation d'une diminution de la concentration dans les secteurs en amont. D'autres sources de pollution urbaines ou industrielles ponctuelles ont pu également contribuer aux concentrations mesurées en 2023 dans le bassin du barrage Sartigan.

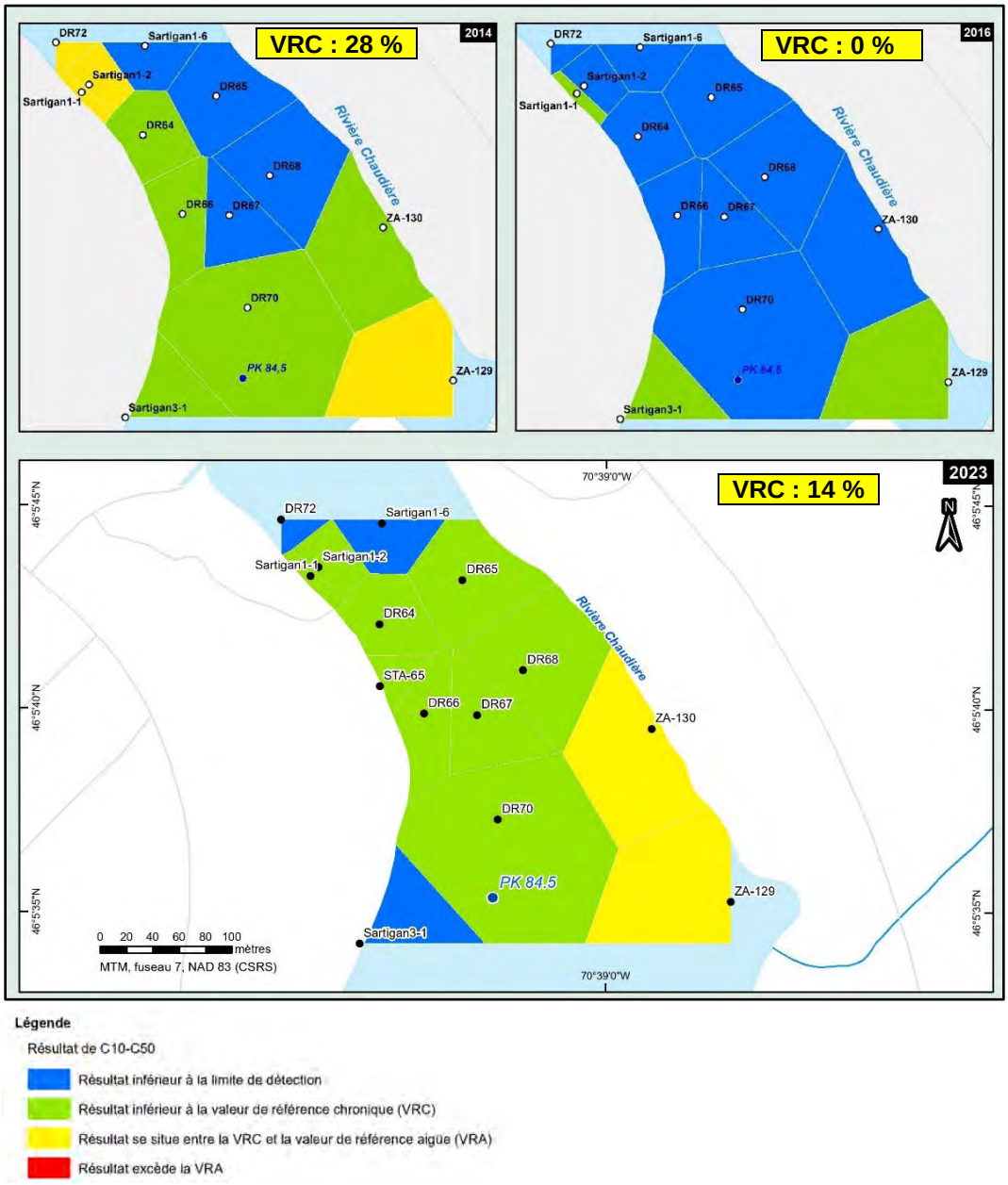


Figure 3.1.7 Représentation de l'évolution et de la distribution de la contamination résiduelle en hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} du bassin Sartigan sous forme de diagrammes de Voronoi pour 2014, 2016 et 2023 (modifiée d'Argus Environnement, 2024)

3.1.5 Principaux constats pour les sédiments

De 2013 à 2023, la contamination des sédiments a diminué de façon marquée tant par son étendue que par les concentrations mesurées. Cette amélioration peut être attribuable à des processus de dispersion ou d'atténuation naturelle.

En 2023, malgré la diminution globale de la contamination, les sédiments de la rivière Chaudière portent toujours la marque du déversement de pétrole du 6 juillet 2013. En effet, les niveaux de contamination par

les hydrocarbures dans les sédiments en 2023 restent préoccupants dans six zones d'accumulation de sédiments fins, dont le secteur dragué au PK 4,5. Des concentrations supérieures à la VRA ont été mesurées dans deux stations, soit dans les zones d'accumulation situées au PK 2,88 et au PK 3,96. De plus, les tracés d'observation visuelle montrent la présence d'irisation continue sur certains segments dans les zones d'accumulation aux PK 4,5, PK 5,2, PK 8,11 et PK 8,65. Enfin, une augmentation des concentrations en hydrocarbures dans le bassin formé par le barrage Sartigan en 2023 comparativement à 2016 suggère un déplacement de la contamination vers l'aval et une accumulation de celle-ci dans ce bassin.

3.2 Communautés de macroinvertébrés benthiques

Cette section présente les analyses des communautés de macroinvertébrés benthiques provenant des tronçons à substrat rocheux et des zones d'accumulation de sédiments fins. Ces analyses, traitées de façon séparée selon le type de milieu, ont mis en évidence l'année 2023 pour permettre de statuer sur le rétablissement de la rivière Chaudière et son état comparativement aux années antérieures d'échantillonnage (2013, 2014, 2015 ou 2016).

3.2.1 Tronçons à substrat rocheux (PK 0 à PK 39)

3.2.1.1. Comparaison spatiotemporelle des ISB et de certaines variables

À l'exception des trois stations à proximité du déversement (CHAU1,0, CHAU1,8 et CHAU2,3), toutes les valeurs de l'ISB_{SurVol} pour les stations dans les tronçons à substrat rocheux ont augmenté depuis la dernière année d'échantillonnage (2015) et se retrouvent au-dessus du seuil de bonne intégrité. Depuis septembre 2013, les stations CHAU1,0, CHAU1,8 et CHAU2,3 demeurent toujours sous ce seuil (figure 3.2.1). Le tableau 3.2.1 montre les variables constituants l'ISB_{SurVol} d'une même année, toutes stations confondues. En 2013, les variables de l'ISB_{SurVol}, tels le nombre de taxons EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères), le pourcentage de taxons EPT sans les Hydropsychidae ainsi que l'indice de Hilsenhoff variante volontaire, étaient faibles à toutes les stations, témoignant de la présence d'une perturbation (tableau 3.2.1). En 2023, toutes ces variables s'étaient améliorées. Lors de cette dernière année d'échantillonnage, la variable du pourcentage de taxons EPT sans les Hydropsychidae était la variable la plus faible de l'ISB_{SurVol}. Cependant, cette même variable était aussi très faible dans les rivières de référence échantillonnées en 2014 et 2015, ce qui pourrait témoigner d'une caractéristique normale des communautés benthiques de ce bassin versant (MDDELCC, 2017c).

En 2023, la valeur moyenne de l'ISB_{SurVol} était de 79,1 pour les sept stations communes de la rivière Chaudière échantillonnées lors des cinq périodes d'échantillonnage (tableau 3.2.1). Ces valeurs étaient de 76,6 en 2015, 74,7 en 2014, 53,7 en octobre 2013 et 61,9 en septembre 2013. L'ISB_{SurVol} indique donc que l'intégrité biologique de la rivière Chaudière est en bon état depuis 2014, alors qu'elle était en situation précaire en septembre et octobre 2013. En comparant statistiquement les valeurs d'ISB_{SurVol}, la valeur de 2023 est similaire à celles de 2014 et de 2015, mais différente de celles de septembre et d'octobre 2013 (test de Wilcoxon, $p < 0,05$; annexe 2.3, tableau A2.3.1; figure 3.2.2). Ces résultats indiquent que l'intégrité biologique de la rivière Chaudière s'est maintenue depuis 2014 et qu'elle est toujours grandement supérieure aux résultats obtenus en septembre et octobre 2013.

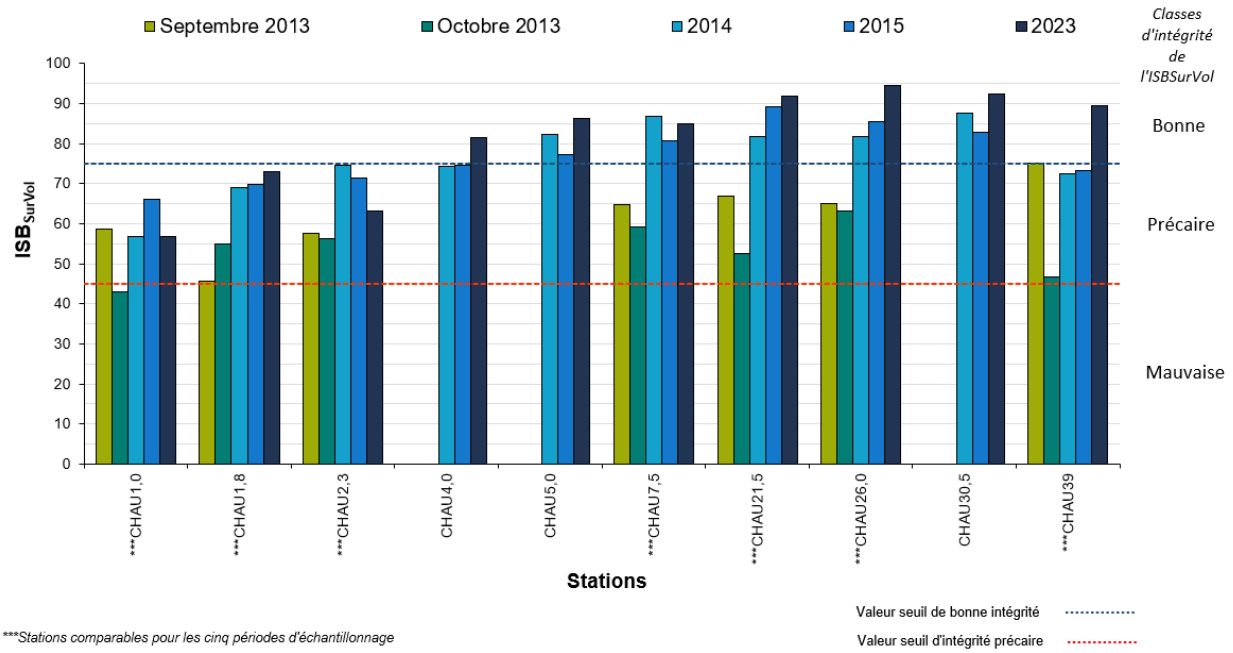


Figure 3.2.1 Histogramme des valeurs d'ISB$_{SurVol}$ aux stations de la rivière Chaudière pour les différentes périodes d'échantillonnage, la ligne pointillée bleue représentant le seuil de bonne intégrité et la ligne pointillée rouge, le seuil d'état précaire

Ces résultats sont en concordance avec la littérature sur le temps de rétablissement des écosystèmes riverains à la suite d'une exposition aux hydrocarbures. En effet, un rétablissement partiel des communautés de macroinvertébrés benthiques a été observé dans la rivière Chariton, au Missouri (États-Unis), un an suivant un déversement de pétrole non raffiné en 1990 (Poulton et collab., 1998, cité dans Grenier, 2014). Un temps de rétablissement similaire de 13,5 mois a aussi été observé au ruisseau Westlea Brook et à la rivière Ray, au Royaume-Uni, suivant un déversement de diesel en 2005 (Smith et collab., 2010, cité dans Grenier, 2014). Ainsi, il n'est pas surprenant qu'un rétablissement ait été observé dès septembre 2014 dans les tronçons à substrat rocheux de la rivière Chaudière (14 mois après le déversement) et que cet état se soit maintenu par la suite.

Tableau 3.2.1 Valeurs moyennes de l'ISB$_{SurVol}$, de ses variables et du pourcentage de mollusques des sept stations communes aux cinq périodes d'échantillonnage des tronçons à substrat rocheux

		Variables ISB$_{SurVol}$						
	ISB$_{SurVol}$	Nombre total de taxons	Nombre total de taxons EPT	% d'EPT sans Hydropsychidae	% de Chironomidae	% des deux taxons dominants	Indice de Hilsenhoff (FBIv)	% de mollusques
Septembre 2013	61,9	17,0 (77,3)	5,1 (39,6)	25,1 (34,6)	24,1 (79,2)	46,6 (79,5)	5,7 (61,6)	10,4
Octobre 2013	53,7	15,6 (70,8)	5,0 (38,5)	12,7 (17,5)	16,7 (86,6)	59,0 (60,9)	6,7 (47,8)	9,4
2014	74,7	18,4 (83,8)	8,4 (64,8)	32,7 (45,1)	8,0 (96,0)	44,9 (81,8)	4,6 (76,9)	9,5
2015	76,6	16,3 (74,0)	8,4 (64,8)	43,6 (60,1)	4,8 (98,8)	50,1 (74,1)	3,9 (87,7)	6,2
2023	79,1	19,1 (86,4)	10,1 (75,8)	45,1 (62,0)	14,6 (89,0)	47,6 (77,9)	4,2 (83,4)	3,5

La valeur standardisée en pourcentage de chaque variable de l'ISB$_{SurVol}$ est entre parenthèses.
EPT : éphéméroptères, plécoptères et trichoptères.
FBIv : indice de Hilsenhoff variante volontaire.

Même si l'ISB_{SurVol} n'était pas statistiquement différent entre 2015 et 2023, quelques variables de la communauté l'étaient (annexe 2.3, tableau A2.3.1; tableau 3.2.1; figure 3.2.2). En effet, le pourcentage de Chironomidae et le pourcentage de mollusques étaient statistiquement différents entre ces années. Le pourcentage de Chironomidae a augmenté entre 2015 et 2023, puis a atteint une valeur statistiquement similaire à septembre 2013, octobre 2013 et 2014. L'analyse plus détaillée de la composition benthique spécifique des stations est présentée à la section 3.2.1.2.

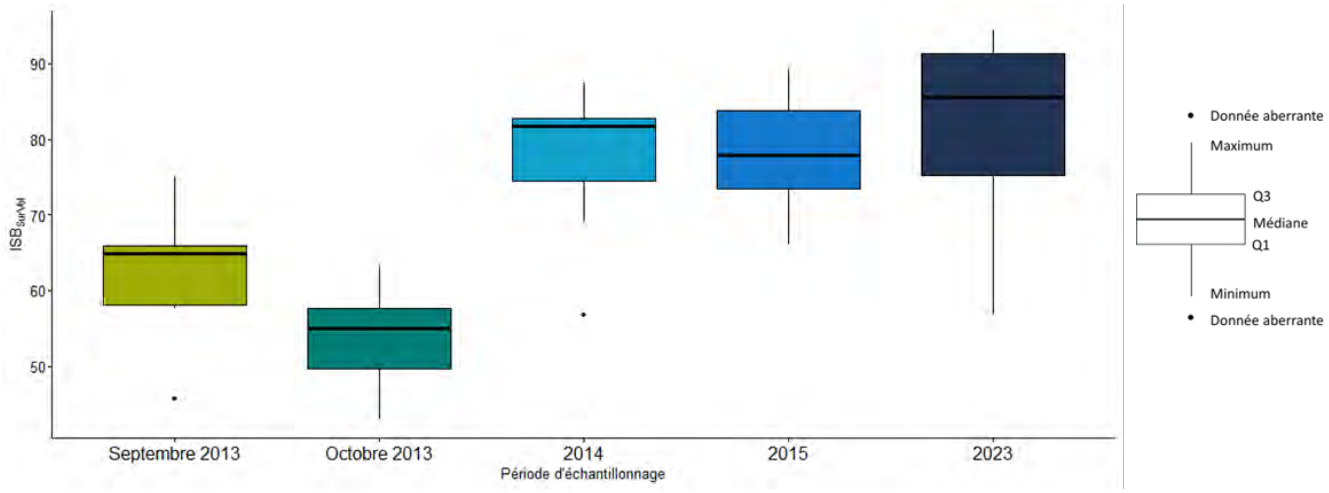


Figure 3.2.2 Diagramme en boîte des valeurs d'ISB_{SurVol} des sept stations communes aux cinq périodes d'échantillonnages

L'utilisation d'un niveau d'identification plus poussé au genre à compter de 2014 a permis de calculer l'ISB_g, qui est utilisé pour le suivi de l'intégrité biotique des cours d'eau à substrat grossier au MELCCFP (MDDEFP, 2012; MDDEFP, 2013a; figure 3.2.3). Cinq classes décrivent l'intégrité biologique de la rivière, allant d'un état très mauvais à très bon. En 2023, trois stations avaient une très bonne intégrité (CHAU21,5, CHAU26 et CHAU30,5) et quatre autres avaient une bonne intégrité (CHAU4,0, CHAU5,0, CHAU7,5 et CHAU39). Les trois stations les plus près du barrage de Lac-Mégantic (CHAU1,0, CHAU1,8 et CHAU2,3) se retrouvaient dans une intégrité précaire. Ces résultats concordent donc avec ceux de l'ISB_{SurVol}. De plus, une relation significative entre le PK et l'ISB_g a été observée en 2014 (p = 0,044; R^2_{adj} = 0,61), 2015 (p = 0,0002; R^2_{adj} = 0,91) et 2023 (p = 0,003; R^2_{adj} = 0,859; figure 3.2.3; annexe 2.3, figure A2.3.1). Plus qu'il y a de distance avec le site du déversement, plus l'intégrité biologique de l'écosystème aquatique de la rivière Chaudière se porte bien.

D'autres études ont observé un effet similaire de la distance d'un déversement sur le rétablissement d'un cours d'eau. En effet, Smith et ses collaborateurs (2010) ont trouvé que la distance jouait un rôle important dans le taux de survie de plusieurs taxons de macroinvertébrés benthiques exposés à un déversement de diesel au Royaume-Uni et que l'effet du déversement s'estompait 4 km en aval du déversement. Ils ont aussi remarqué que le rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques était plus important aux sites les plus gravement touchés, c'est-à-dire les plus rapprochés du déversement. Dans le cas de la rivière Chaudière, il a cependant été observé que les stations les plus éloignées montraient les plus grandes récupérations (figure 3.2.3). Les différences entre les deux études pourraient être expliquées par la différence dans le type d'hydrocarbures pétroliers ayant été déversés dans les cours d'eau étudiés, par l'utilisation différente du territoire autour des cours d'eau des deux études ou par la structure initiale des communautés perturbées. En effet, les premiers kilomètres de la rivière Chaudière sont caractérisés par une utilisation du territoire principalement urbaine et industrielle, qui peut exercer des pressions négatives de nature anthropique sur la rivière, les habitats aquatiques et riverains ainsi que les

macroinvertébrés benthiques. Des données de qualité d'eau, de débits et d'habitat complémentaires se retrouvent en annexe (annexe 2.2, tableaux A2.2.2 et A2.2.3; annexe 2.3, tableau A2.3.2). Cela dit, l'effet de la distance sur l'ISB_g concorde également avec les résultats obtenus pour les hydrocarbures pétroliers dans les sédiments de la rivière Chaudière en 2023. En effet, la seule présence d'irisation lors du brassage des sédiments dans les tronçons rocheux en 2023 a été observée au PK 3,9 (section 3.1.2). Il est alors peu surprenant que l'ISB_g indique toujours une situation précaire des macroinvertébrés benthiques dans les premiers kilomètres de la rivière. Un portrait similaire des stations à proximité du barrage de Lac-Mégantic avait été fait pour les communautés de macroinvertébrés benthiques dans les tronçons à substrat rocheux en 2015 (MDDELCC, 2017c). Il est probable que les stations situées dans ce tronçon de la rivière n'atteignent jamais une classe d'intégrité « bonne » ou « très bonne » compte tenu de ces conditions.

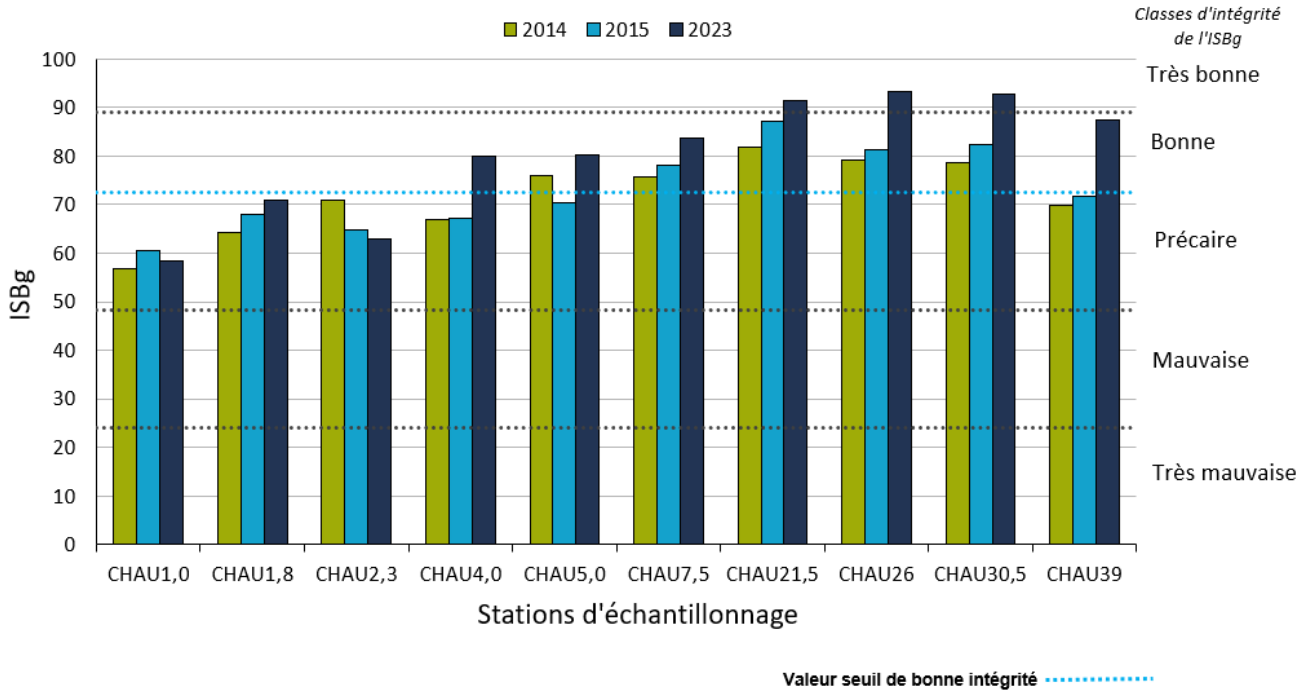


Figure 3.2.3 Histogramme des valeurs d'ISB_g aux stations des tronçons à substrat rocheux de la rivière Chaudière à travers les différentes périodes d'échantillonnage, la ligne pointillée bleue représentant le seuil de bonne intégrité

3.2.1.2. Changements dans la composition des communautés

Les communautés de macroinvertébrés benthiques des tronçons à substrat rocheux semblent s'être rétablies dès 2014 (figure 3.2.4). Les communautés de macroinvertébrés benthiques de 2013 étaient marquées par la faible abondance de certaines familles d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères (EPT), des taxons sensibles aux hydrocarbures (Barton et Wallace, 1979; Crunkilton et Duchrow, 1990; Pontash et Brusven, 1988; Poulton et collab., 1997 et 1998; Rosenberg et Wiens, 1976). Les éphémères Heptageniidae et les plécoptères Perlidae étaient particulièrement touchés, étant absents des huit premiers kilomètres de la rivière en 2013, avant de recoloniser le milieu en 2014 (MDDELCC, 2017c). À l'inverse, la proportion d'oligochètes, un taxon tolérant aux hydrocarbures (McCauley, 1966; Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Smith et collab., 2010), était plus élevée l'année du déversement que les suivantes (constituant la communauté en moyenne de 20 % en 2013, de 10 % en 2014 et d'environ 5 % en 2015 et 2023). La diminution du pourcentage de mollusques en 2023 (tableau 3.2.1) est notamment marquée par le déclin de l'abondance des Ancylidae, des gastéropodes

considérés comme tolérants à la pollution. Comme mis en lumière dans le dernier rapport en substrat rocheux, leur abondance à la suite de la tragédie ferroviaire aurait pu être favorisée par la disparition de certains taxons, diminuant ainsi la compétition et rendant disponibles plus d'abris et de ressources (MDDELCC, 2017c).

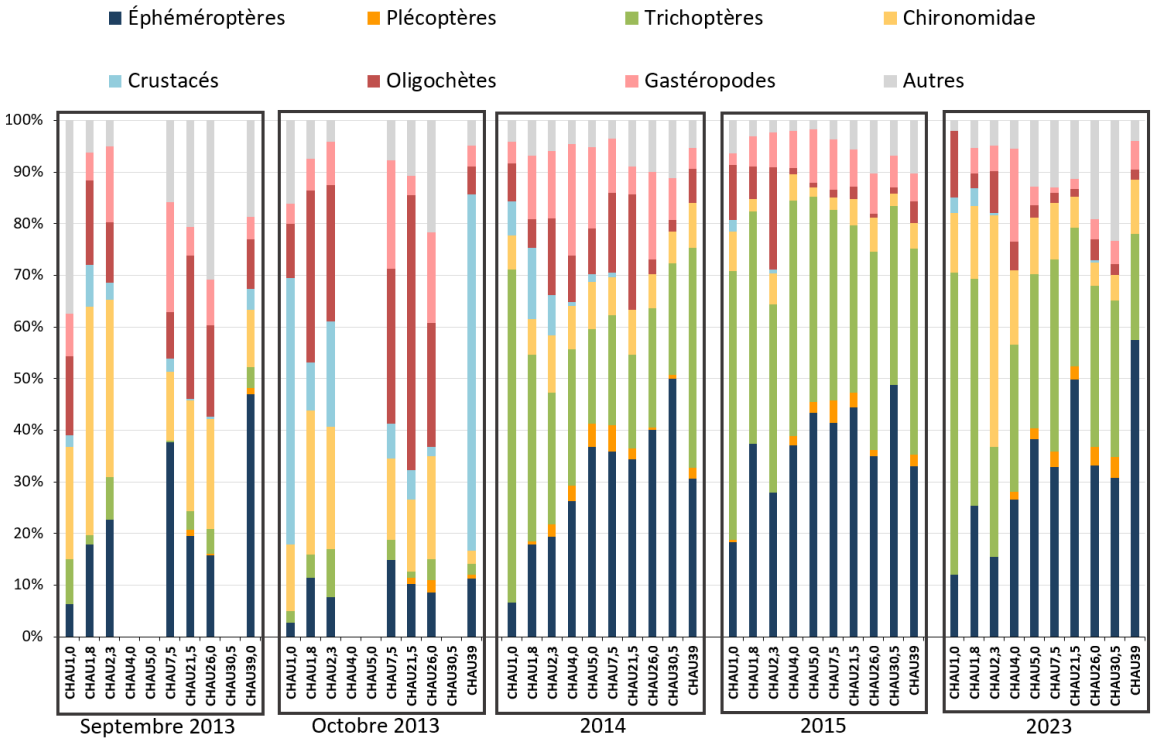


Figure 3.2.4 Profil longitudinal des abondances relatives des grands groupes de macroinvertébrés benthiques des stations des tronçons à substrat rocheux de la rivière Chaudière en 2013, 2014, 2015 et 2023

Comme mentionné précédemment, les stations des trois premiers kilomètres de la rivière Chaudière (CHAU1,0, CHAU1,8 et CHAU2,3) se distinguent par leur proximité avec les milieux urbain et industriel de la ville de Lac-Mégantic et du barrage Mégantic. Encore en 2023, les communautés de macroinvertébrés benthiques à ces trois stations se situent dans une classe d'intégrité précaire, et ce, autant pour l'ISB_{SurVol} que l'ISB_g. La station CHAU1,0, située tout juste en aval du barrage de Lac-Mégantic, a un ISB_{SurVol} et un ISB_g qui ont légèrement diminué entre 2015 et 2023 (figure 3.2.3). Cette station était la seule avec un substrat majoritairement constitué de sable, ce qui pourrait entre autres expliquer une plus grande présence d'oligochètes à cette station (annexe 2.3, tableau A2.3.2). Bien qu'ils soient tolérants aux hydrocarbures, les oligochètes sont adaptés pour vivre dans des milieux à substrat meuble (Thorp, 1991). En se situant à tout juste un kilomètre du barrage, une variation dans le type de substrat (telle que l'accumulation de sable) peut être observée dans le cas de variation du débit d'eau. La station CHAU1,0 se distinguait aussi des autres stations en 2014 et 2015 (MDDELCC, 2017c). Il se peut que la communauté qui caractérise cette station soit toujours différente des autres, en raison de la proximité du lac Mégantic, du barrage et de la zone urbanisée.

L'ISB_{SurVol} et l'ISB_g présentent aussi une légère diminution à la station CHAU2,3 en 2023 par rapport à 2015. La variable déclassante était le pourcentage de Chironomidae, qui est passé de 5 % en 2015 à

45 % en 2023. Les Chironomidae sont des diptères ayant une tolérance à la pollution élevée (cote de 8 sur une échelle de 10, où 10 équivaut à la plus haute tolérance). La station CHAU2,3 se situe en plein cœur d'un quartier industriel où six tributaires longeant des routes et des industries se jettent dans la Chaudière en amont de la station (annexe 2.3, figure A2.3.2), ce qui pourrait expliquer leur présence.

3.2.2 Zones d'accumulation de sédiments fins (PK 0 à PK 9)

Dans les zones d'accumulation de sédiments fins, les communautés de macroinvertébrés benthiques diffèrent de celles dans les tronçons à substrat rocheux. Diverses variables seront donc analysées pour comprendre les signaux de rétablissement de ces communautés, qui sont moins évidents que dans les tronçons rocheux.

3.2.2.1. Comparaison spatiotemporelle

Entre 2016 et 2023, trois variables des communautés vivant dans les sédiments ont changé (figure 3.2.5; annexe 2,4, tableaux A2.4.1 et A2.4.2) : le pourcentage de crustacés, le nombre de taxons Chironomidae et le pourcentage de mollusques bivalves. Une hausse significative du pourcentage de crustacés (figure 3.2.5a; $p = 0{,}031$) a pu être observée, ainsi qu'une baisse du nombre de taxons Chironomidae (figure 3.2.5b; $p = 0{,}035$) et du pourcentage de mollusques bivalves (figure 3.2.5c; $p = 0{,}031$). Le pourcentage de crustacés est en hausse constante depuis 2014, alors que le nombre de taxons Chironomidae et le pourcentage de mollusques bivalves ont diminué depuis 2016 pour revenir vers des valeurs similaires à 2014. Des analyses complémentaires sont présentées en annexe (annexe 2.4, tableau A2.4.3).

En 2016, le pourcentage de crustacés était similaire à celui de 2014, mais les crustacés des familles Asellidae et Gammaridae, toutes deux sensibles aux hydrocarbures (Smith et collab., 2010), étaient davantage présents en 2016. Cette hausse de la fréquence d'observation de ces familles de crustacés était considérée comme un signe de la récupération de la rivière Chaudière. En 2023, les Gammaridae et les Asellidae étaient particulièrement abondants dans deux stations du PK 4,5, soit les stations DR41 et DR42. La fréquence élevée de ces deux familles de crustacés, en comparaison avec les données de 2014, laisse sous-entendre un rétablissement de ces taxons sensibles aux hydrocarbures. Ces résultats concordent avec les concentrations d'hydrocarbures retrouvées dans les sédiments au PK 4,5, qui ont diminué (section 3.1.3), permettant ainsi la recolonisation par les Gammaridae et les Asellidae.

Un an après le déversement, le principal constat établi quant aux effets des hydrocarbures sur les communautés benthiques concernait les oligochètes et les diptères Chironomidae (MDDELCC, 2016). En 2014, la présence d'hydrocarbures pétroliers dans les sédiments semblait favoriser les oligochètes, un taxon opportuniste et considéré comme tolérant aux hydrocarbures, alors que certains taxons de Chironomidae semblaient sensibles aux hydrocarbures. En 2016, l'abondance relative des oligochètes a diminué, alors que celle des Chironomidae a augmenté et s'est diversifiée (MDDELCC, 2018). Cette augmentation était vue comme un signe de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques. Les Chironomidae, reconnus pour leur tolérance à l'enrichissement par la matière organique et par les nutriments, regroupent plusieurs espèces intolérantes aux hydrocarbures pétroliers (Mozley et Butler, 1978; Pettigrove et Hoffmann, 2005; Anson et collab., 2008). Malgré une baisse de leur nombre en 2023, il est impossible de déterminer si cette dernière est causée par un effet de l'exposition à long terme aux hydrocarbures, à d'autres pressions anthropiques ou à des changements naturels.

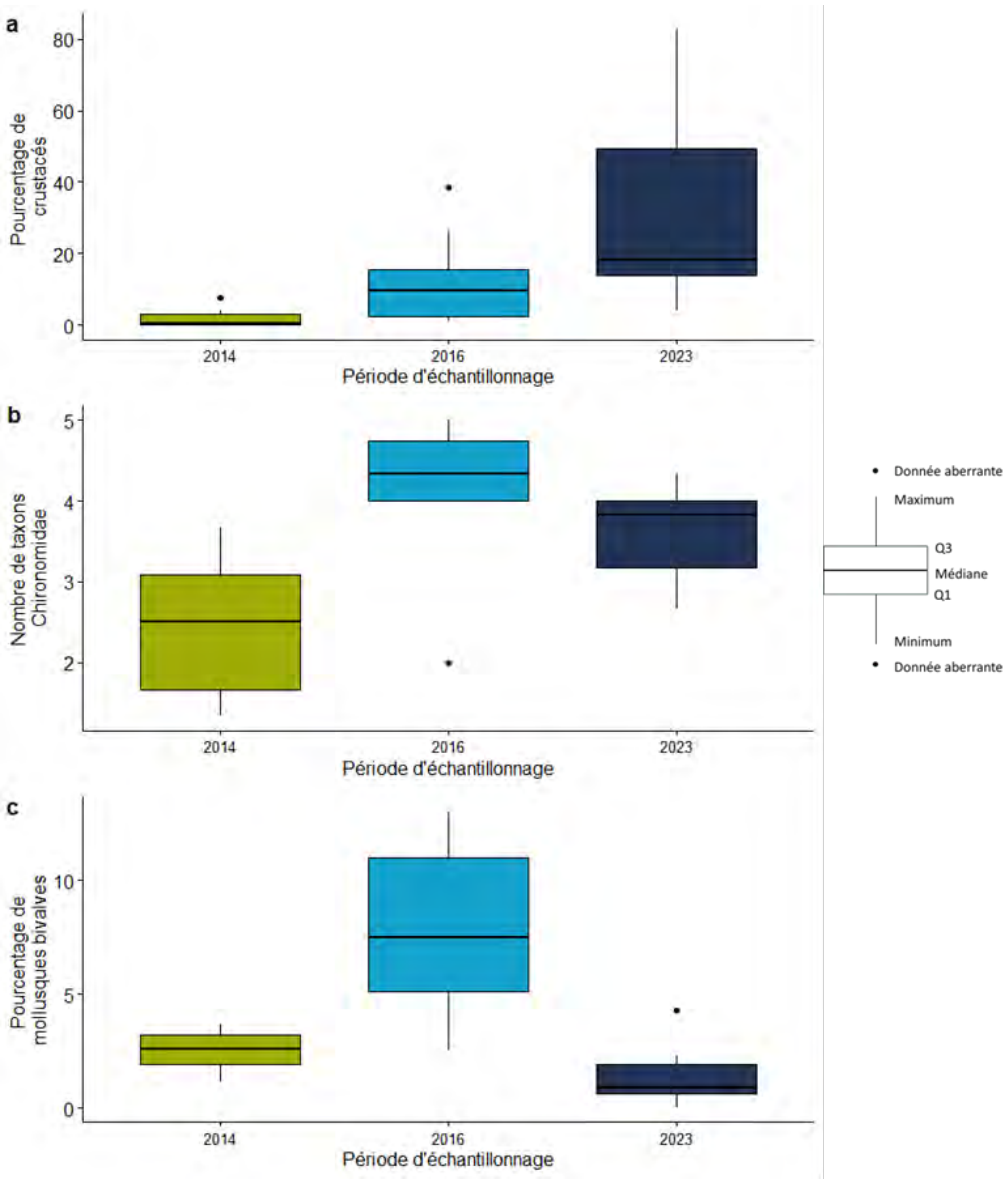


Figure 3.2.5 Diagrammes en boîte (a) des pourcentages de crustacés, (b) du nombre de taxons Chironomidae et (c) des pourcentages de pélécypodes des six stations communes aux trois périodes d'échantillonnages

Tout comme le nombre de taxons Chironomidae, le pourcentage de mollusques bivalves a diminué entre 2016 et 2023 pour atteindre un pourcentage statistiquement similaire à celui de 2014. L'augmentation du pourcentage de mollusques bivalves en 2016 était considérée comme un signe de récupération de la rivière Chaudière (MDDELCC, 2016). Bien qu'il y ait une diminution du pourcentage de mollusques bivalves en 2023, leur diversité a augmenté. En effet, dans le passé, *Pisidium* était le seul genre retrouvé, alors que trois taxons étaient observés en 2023 (annexe 2.4, tableau A2.4.4). Il est impossible de déterminer si une diminution du pourcentage de mollusques bivalves pourrait être signe d'un effet à long terme du déversement d'hydrocarbures pétroliers ou qu'il s'agit d'un signe que la rivière est toujours dans un processus de rétablissement.

Quatre autres variables importantes étroitement liées à l'intégrité biologique ont aussi démontré des variations intéressantes à travers les années. En effet, le nombre total de taxons, le nombre de taxons POET (plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères) ainsi que le pourcentage d'insectes ont généralement tous augmenté au sein des différentes stations de la rivière Chaudière entre 2014 et 2016 et entre 2014 et 2023 (annexe 2.4, figure A2.4.1). Pour ce qui est du pourcentage du taxon dominant, celui-ci a généralement diminué dans l'ensemble des stations pour ces mêmes années. Ces augmentations, ou diminutions dans le cas du pourcentage du taxon dominant, sont généralement considérées comme le signe d'une amélioration de l'intégrité biologique d'un cours d'eau (MDDELCC, 2018). Cependant, les valeurs de ces quatre variables ont eu une tendance inverse de 2016 à 2023 (diminution du nombre total de taxons, du nombre de taxons POET et du pourcentage d'insectes et augmentation du pourcentage du taxon dominant). Ces variations sont assez constantes dans l'ensemble des stations, à l'exception des stations STA-6A et 121 qui démontrent des patrons différents des autres stations (annexe 2.4, figure A2.4.1). Cette diminution de la biodiversité en 2023 peut donner l'impression d'une dégradation du milieu, mais cela pourrait aussi indiquer que les dynamiques au sein des communautés sont toujours en processus de rétablissement.

3.2.2.2. Changements des communautés de 2014 à 2023

Les communautés de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations des zones d'accumulation de sédiments fins ont grandement changé lors des trois différentes années d'échantillonnage (figure 3.2.6). Au total, 43 taxons étaient retrouvés dans l'ensemble des stations en 2014, alors que ce nombre était de 71 en 2016 et de 58 en 2023 (annexe 2.4, tableau A2.4.4). En 2023, 36 des taxons présents en 2016 étaient maintenant absents. Parmi les taxons qui ne sont plus présents figurent 17 taxons POET et 10 taxons diptères. En revanche, 18 nouveaux taxons absents en 2013 et 2016 sont apparus en 2023. De ces nouveaux taxons, 11 étaient des taxons POET, les autres étant des coléoptères, des mollusques et un polychète.

En 2014, tous les sites étaient dominés par les oligochètes, à l'exception de la station 121 qui était caractérisée par une forte proportion de Chironomidae (49,2 %). En 2016, tous les sites avaient encore une fois une majorité d'oligochètes, à l'exception de la station 48-49 (37,8 % de Chironomidae). En 2023, la structure des communautés de macroinvertébrés s'était grandement modifiée. En effet, les nématodes dominaient le site 48-49 (46,8 %), les crustacés (particulièrement la famille Asellidae) étaient en majorité aux sites DR41 (60 %) et DR42 (82,9 %), les oligochètes caractérisaient les sites DR49 (33,8 %) et 121 (57,8 %), tandis que le site STA-6A se démarquait par les Chironomidae (40,4 %).

En 2014, la présence d'hydrocarbures pétroliers en concentrations élevées semblait être le facteur limitant pour les communautés de macroinvertébrés benthiques à toutes les stations (figure 3.2.6). Avec le temps, les concentrations d'hydrocarbures pétroliers ont diminué et les facteurs déterminants pour les communautés de macroinvertébrés benthiques se sont de nouveau diversifiés d'une station à l'autre, ce qui expliquerait les profils plus diversifiés en 2023 qu'en 2014. Ces changements dans le profil des communautés suivent une réaction normale de recolonisation du milieu à la suite d'un déversement pétrolier. En effet, Gómez Gesteira et ses collaborateurs (2005) ont mis en commun plusieurs recherches (Dauvin, 1998 et 2000; Elmgren et collab., 1983; Glémarec et Hussenot, 1982; Hawkins et collab., 2002) qui démontrent qu'après un déversement pétrolier en zone littorale marine peu profonde il y a une réaction de la communauté benthique en quatre étapes : 1) la mortalité rapide d'espèces sensibles; 2) la baisse du nombre de taxons et de leur abondance; 3) l'augmentation de l'abondance de taxons opportunistes; 4) le déclin des taxons opportunistes et la recolonisation des espèces sensibles. Dès 2016, une même séquence avait été observée, en zone d'accumulation des sédiments fins, pour la rivière Chaudière et la quatrième phase semblait être en cours (MDDELCC, 2018). Les résultats de 2023 semblent indiquer que cette

quatrième phase est toujours en cours, mais d'autres perturbations pourraient également être en cause. L'abondance des oligochètes, un taxon opportuniste, a diminué et celle des Chironomidae a aussi diminué. Bien que cette famille prise en entier ait une cote de tolérance à la pollution organique élevée, plusieurs taxons en substrat meuble sont sensibles aux hydrocarbures pétroliers (Anson et collab., 2008; Mozley et Butler, 1978; Pettigrove et Hoffmann, 2005). Le signal de rétablissement de la rivière à la suite du déversement à la station 48-49 est moins évident que lors de l'étude de 2016 (MDDELCC, 2018). Le patron de recolonisation pour cette station est moins typique que les autres stations, pouvant être affecté par la contamination résiduelle plus élevée dans ce secteur (section 3.1.3), un facteur qui lui est propre, telle sa proximité de la ville de Lac-Mégantic, ou par la variabilité naturelle des communautés.

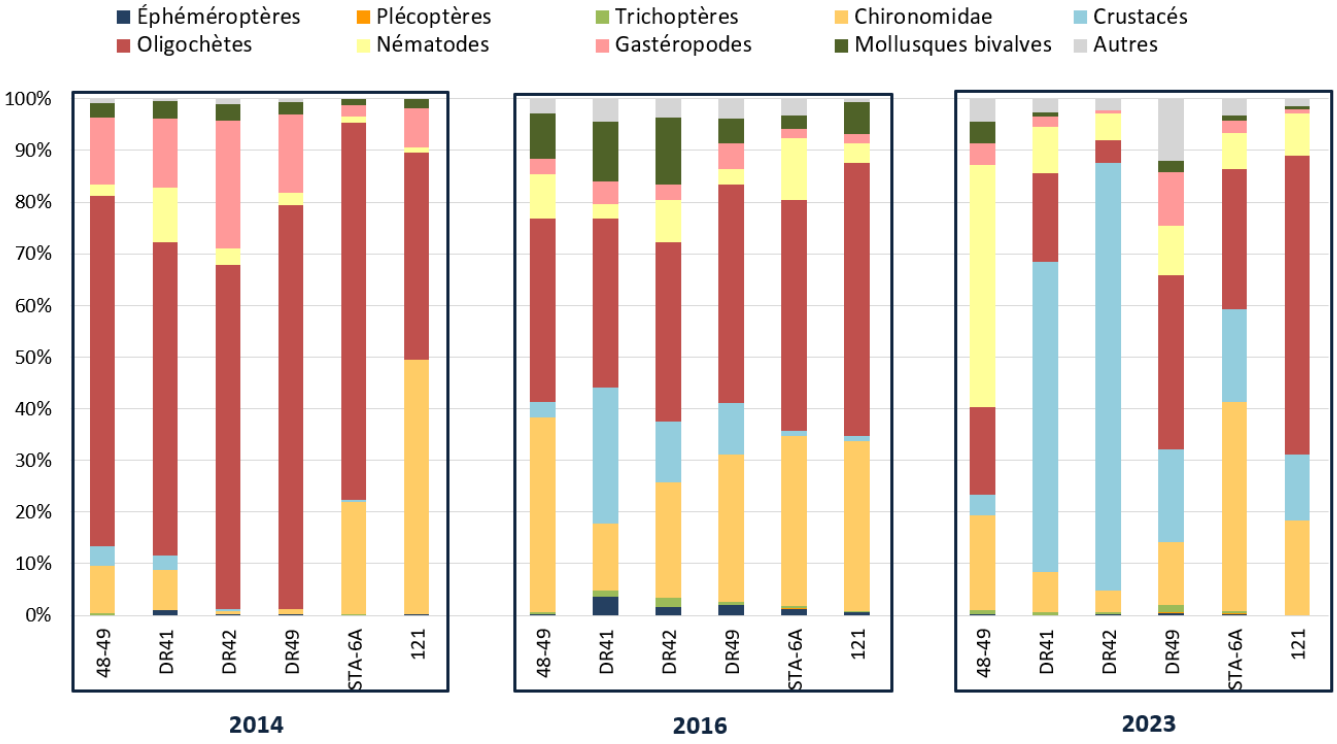


Figure 3.2.6 Profil longitudinal des moyennes des abondances relatives des grands groupes de macroinvertébrés benthiques des stations des zones d'accumulation de sédiments fins de la rivière Chaudière en 2014, 2016 et 2023, les stations DR41, DR42 et DR49 étant situées dans la zone draguée au PK 4,5

En étant étroitement liés au substrat, les insectes fouisseurs sont aussi de bons indicateurs de l'état de la contamination des sédiments. Aucune différence significative du pourcentage de taxons d'insectes fouisseurs n'a été trouvée entre les stations en 2023. Ce pourcentage n'a pas non plus changé entre les années 2014 et 2016 (annexe 2.4, figure A2.4.2; MDDELCC, 2018). Cependant, une différence significative ($p < 0{,}001$) a été trouvée dans le nombre de taxons d'insectes fouisseurs (figure 3.2.7). En effet, le nombre de taxons d'insectes fouisseurs était plus faible en 2014 comparativement à 2016 et 2023, alors qu'il était similaire entre 2016 et 2023. Les stations du PK 4,5 (DR41, DR42 et DR49), quant à elles, ont connu une augmentation marquée du nombre de taxons d'insectes fouisseurs au fil des ans, témoignant de la contamination importante dans cette zone d'accumulation de sédiments fins en 2014 (section 3.1.3). La liste d'insectes fouisseurs se retrouve au tableau A2.4.4 de l'annexe 2.4.

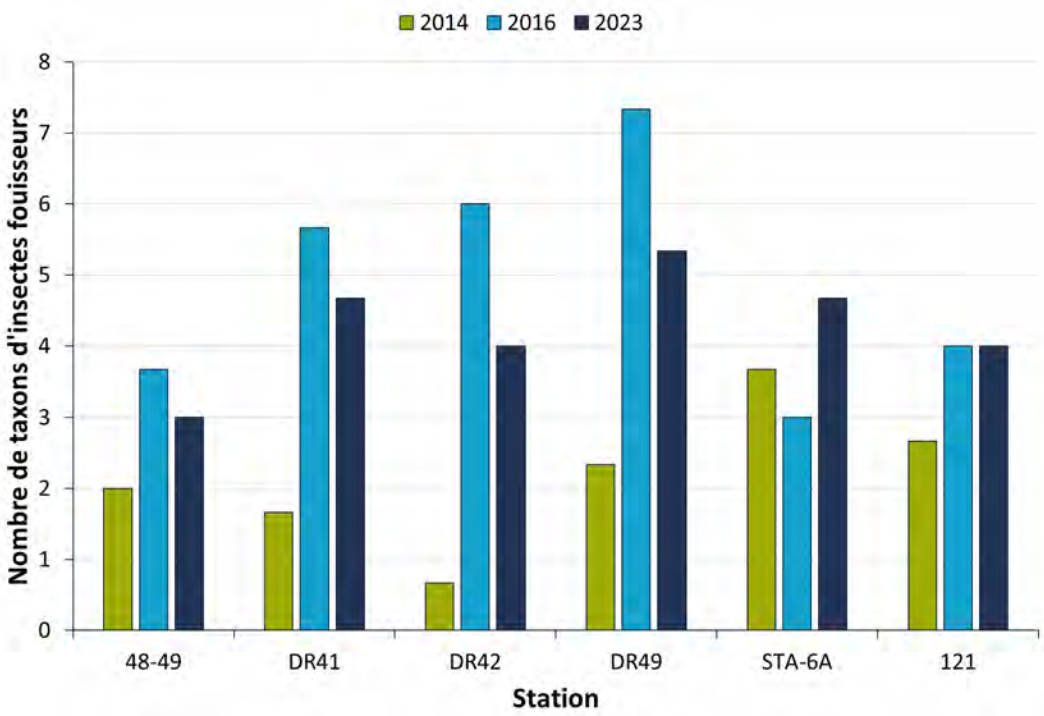


Figure 3.2.7 Nombre de taxons d'insectes fouisseurs présents dans les zones d'accumulation de sédiments fins, les stations DR41, DR42 et DR49 étant situées dans la zone draguée au PK 4,5

Le tableau A2.4.5 de l'annexe 2.4 présente les données descriptives des stations en zones d'accumulation de sédiments fins. Pour les échantillonnages en HP C_{10}-C_{50} dans les sédiments réalisés aux stations d'échantillonnage de macroinvertébrés benthiques, les concentrations des six stations se sont généralement améliorées en 2023. Pour toutes les stations à l'exception de la 121, aucune irisation n'a été détectée en 2023, tandis qu'aux années antérieures, il y avait de l'irisation ou une présence légère d'hydrocarbures à la majorité des stations. Une analyse complémentaire des sédiments et de leur concentration en hydrocarbures se retrouve en annexe (annexe 2.4, tableau A2.4.6 et figure A2.4.3).

3.2.3 Principaux constats sur les communautés de macroinvertébrés benthiques

Dix ans après la tragédie ferroviaire, les changements des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière se poursuivent. Des signes d'amélioration, puis de maintien, sont observés quant à l'intégrité biologique de la rivière Chaudière. Cependant, certains changements des communautés, particulièrement dans les zones d'accumulation de sédiments fins, demeurent complexes à comprendre et à interpréter.

Un rétablissement de la communauté de macroinvertébrés benthiques issus des tronçons à substrat rocheux a été observé 14 mois suivant la tragédie, soit dès septembre 2014, et s'est maintenu depuis. En effet, l'ISB_{SurVol} n'a pas changé de façon significative entre 2015 et 2023. Les stations les plus rapprochées de la ville de Lac-Mégantic sont dans un état « précaire », alors que les stations les plus éloignées sont dans un « bon » état. Ce résultat pourrait être expliqué par l'effet de la zone urbanisée et industrielle, par les variations de niveau d'eau et de débit causées par le barrage de Lac-Mégantic, de même que par la présence de contamination résiduelle plus élevée dans les quatre premiers kilomètres de la rivière.

Les signes de rétablissement des zones d'accumulation de sédiments fins sont plus lents ou moins marqués que dans les tronçons à substrat rocheux. Entre 2016 et 2023, le pourcentage de crustacés (particulièrement la famille Asellidae, sensible aux hydrocarbures) a augmenté, alors que le nombre de taxons Chironomidae (dont certains sensibles) et le pourcentage de mollusques bivalves, eux aussi sensibles aux hydrocarbures, ont diminué. En plus de ces changements, une grande variabilité des taxons a été observée entre 2016 et 2023. Il y a eu diminution de la diversité des communautés benthiques. Les différents taxons, autant ceux qui ne sont plus présents que ceux nouvellement observés, appartiennent majoritairement aux taxons plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères, des taxons généralement sensibles aux perturbations. Enfin, les oligochètes, qui constituent un taxon tolérant aux hydrocarbures et considéré opportuniste, ne sont plus dominants dans la majorité des stations, permettant ainsi la recolonisation d'espèces sensibles. Les profils plus diversifiés des communautés entre les stations en 2023 pourraient être expliqués par diverses perturbations anthropiques ou naturelles liées à l'emplacement de chaque station.

En somme, l'écoulement rapide et le substrat rocheux ont favorisé le rétablissement des macroinvertébrés benthiques des stations à substrat rocheux de la rivière Chaudière, et ce, depuis 2014. En effet, la majorité des stations montrent une nette augmentation de leur ISB_{SurVol} et de leur ISB_g dès 2014. Les stations en zones d'accumulation de sédiments fins ont des signes de rétablissement moins évidents, qui portent à croire que les communautés de macroinvertébrés benthiques sont encore en processus de rétablissement.

3.3 Communautés de poissons

L'objectif de la présente étude est d'évaluer l'état de la rivière Chaudière en 2023 en utilisant diverses variables et des indices dérivés de la communauté piscicole échantillonnée à plusieurs stations. Les résultats sont ensuite comparés avec ceux obtenus en 2014 et 2016 (MDDELCC, 2017d), soit un an et trois ans après le déversement. Les résultats sont aussi comparés avec ceux obtenus en 1994, lors d'une étude similaire sur l'état de cette rivière (Martel et Richard, 1998).

3.3.1 Abondance, biomasse et composition

L'abondance, la biomasse et la composition de la communauté de poissons d'une rivière sont de bons indicateurs des perturbations de l'écosystème, en raison des fluctuations des ressources alimentaires qu'elles entraînent (Karr, 1987).

En 2023, l'abondance par unité d'effort (PUE) par station était comprise entre 0,48 et 10,18 individu/min, tandis que la biomasse par unité d'effort (BUE) se situait entre 12,7 et 175,6 g/min. Dans l'ensemble des huit stations à l'étude, un total de 11 espèces ont été capturées, variant de trois à huit espèces selon les stations. Les espèces les plus fréquemment capturées étaient le raseux-de-terre gris (*Etheostoma olmstedi* : 6 stations sur 8), l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu* : 7 stations sur 8), le naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae* : 7 stations sur 8) et, de façon plus importante, le méné bec-de-lièvre (*Exoglossum maxillingua* : 8 stations sur 8). Ces deux dernières espèces ont constitué les deux tiers des prises totales (annexe 3.4, figure A3.4.1). En ce qui concerne la biomasse, ce sont le méné bec-de-lièvre, l'achigan à petite bouche et le meunier noir (*Catostomus commersonii*) qui y ont contribué le plus (annexe 3.4, figure A3.4.1). Un tableau avec les données de capture, de biomasse et de longueur moyenne par espèce et par station est présenté en annexe (annexe 3.4, tableau A3.4.1).

Les abondances (PUE) par station des différentes années sont présentées à la figure 3.3.1. En comparant les valeurs des cinq stations communes, les PUE par station pour les années 2014, 2016 et 2023 ne sont pas significativement différentes entre elles, mais les valeurs de 2014 et 2023 sont significativement plus

faibles qu'en 1994 (p < 0,003; annexe 3.3, tableau A3.3.1). Le nombre total de prises à ces cinq stations par minute de pêche est passé de 13,0 en 1994 à 2,6 en 2014, à 6,4 en 2016 et à 4,2 en 2023. Ainsi, l'augmentation de l'abondance, observée en 2016 par rapport à 2014, ne semble donc pas s'être poursuivie (MDDELCC, 2017d).

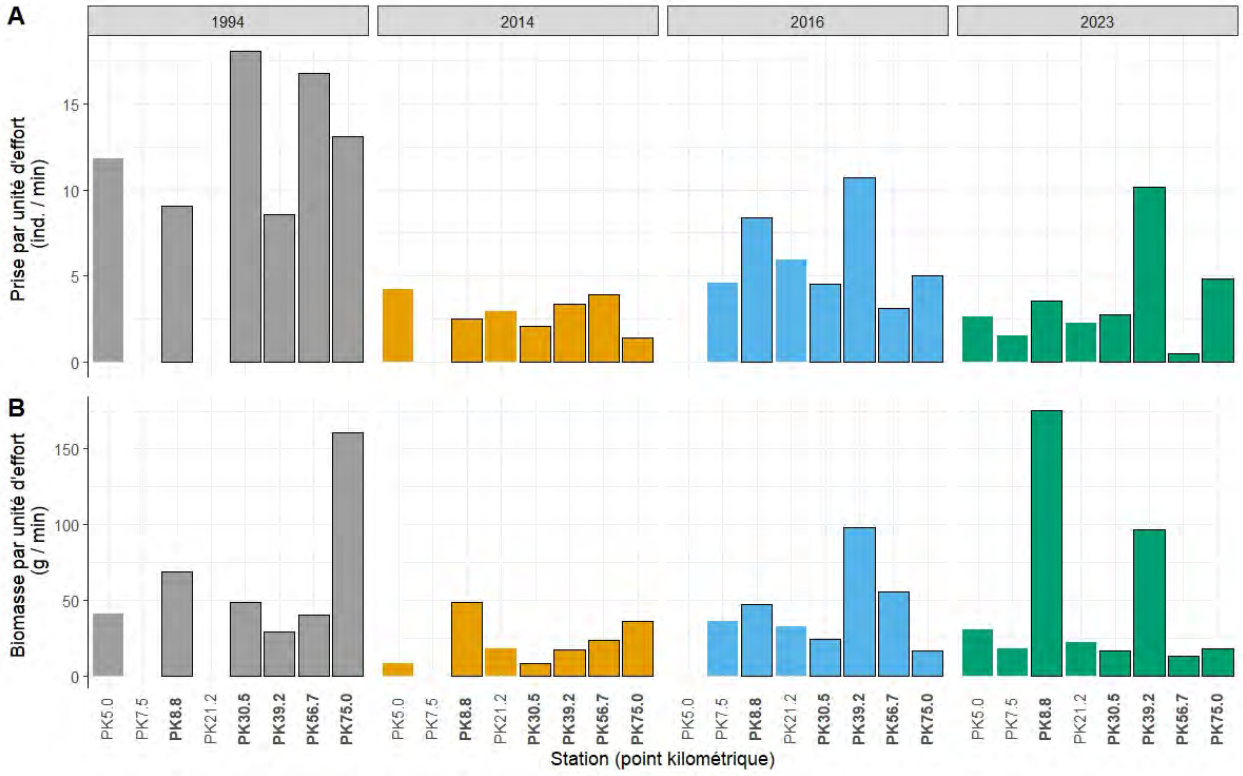


Figure 3.3.1 (a) Prise par unité d'effort (PUE) et (b) biomasse par unité d'effort (BUE) de la communauté de poissons des quatre années d'échantillonnage de la rivière Chaudière, présentées par des couleurs différentes, aux huit stations échantillonnées en 2023

Note : Une absence de colonne indique l'absence d'échantillonnage à cette station pour l'année concernée. Les stations communes aux quatre années et qui sont utilisées pour les comparaisons statistiques (annexe 3.3; tableau A3.3.1) sont indiquées en gras et leurs colonnes correspondantes sont encadrées.

La biomasse totale par unité d'effort aux cinq stations communes a augmenté depuis 2014, passant de 24,7 g/min en 2014, à 49,5 g/min en 2016 et à 52,4 g/min en 2023. Cette augmentation de biomasse semble plus marquée à certaines stations, notamment à la station du PK 8.8 (figure 3.3.1). La plus grande biomasse à cette station peut être expliquée par la présence relativement plus importante de l'achigan à petite bouche et du meunier noir (annexe 3.4, figure A3.4.1), deux espèces de plus grandes tailles (annexe 3.4, figure A3.4.2). Les différences des BUE par station ne sont toutefois pas significativement différentes entre les années (p > 0,05; annexe 3.3, tableau A3.3.1).

La composition de la communauté de poissons de la rivière Chaudière a changé depuis 1994 (Martel et Richard, 1998) lorsqu'on compare les données des cinq stations communes (figure 3.3.2). Une diminution des espèces tolérantes à la pollution et des omnivores, dont le meunier noir, a été observée. En conséquence, les espèces intolérantes à la pollution et les insectivores, tel le méné bec-de-lièvre, sont maintenant relativement plus abondantes. En 2023, la majorité des espèces présentes aux huit stations étaient des insectivores ou des piscivores, alors que les quelques espèces omnivores et tolérantes à la

pollution étaient regroupées à quelques stations seulement (annexe 3.4, figure A3.4.1). Une dominance des poissons omnivores indique une fiabilité moindre des composants propres à la base alimentaire, tandis qu'une abondance relative plus grande des insectivores et des piscivores indique une bonne qualité de l'habitat, reflétée par l'approvisionnement en insectes, ainsi qu'une chaîne trophique plus diversifiée (Karr, 1987). Ainsi, plusieurs signes positifs relatifs à la composition de la communauté de poissons suggèrent que l'état de santé de la rivière Chaudière s'est amélioré depuis 1994.

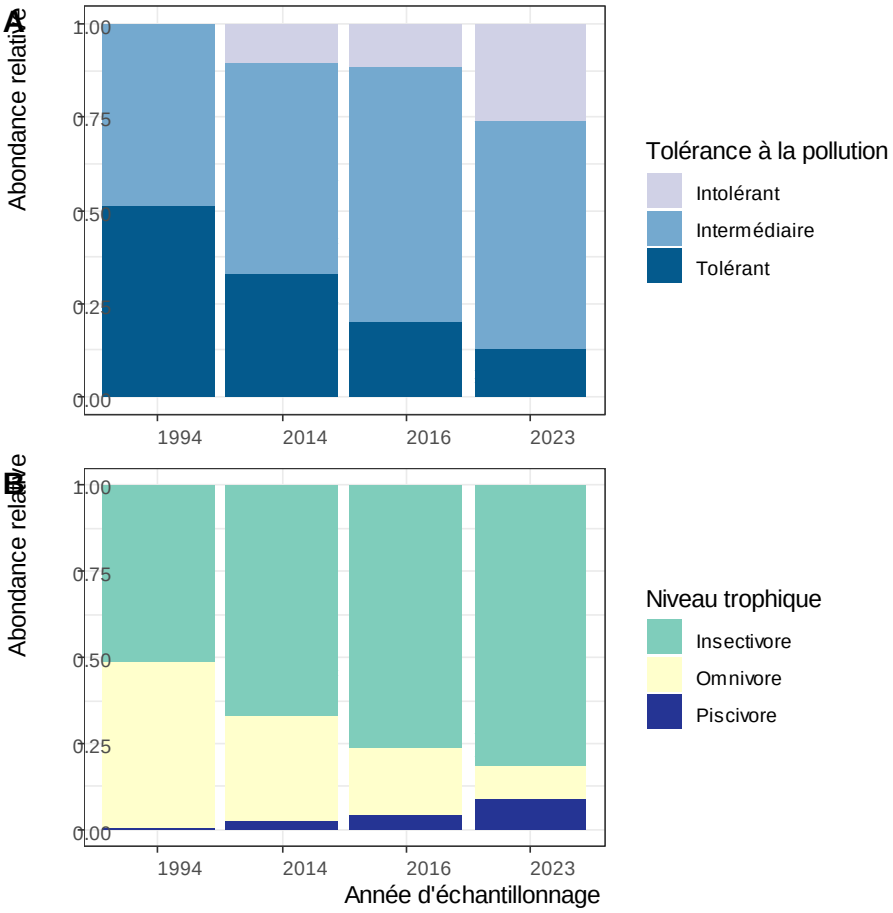


Figure 3.3.2 Abondances relatives de certains groupes de la communauté de poissons aux cinq stations communes en 1994, 2014, 2016 et 2023, (a) selon leur tolérance à la pollution et (b) selon leur niveau trophique

3.3.2 Taux d'anomalies externes de type DELT

Une incidence élevée de poissons affectés par des anomalies externes de type DELT est un bon indicateur de perturbation d'une rivière, notamment de la présence de substances toxiques dans l'environnement (Sanders et collab., 1999). Les huit stations échantillonnées en 2023 présentaient des poissons avec des anomalies externes de type DELT (déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs), à des proportions variant de 22 à 69 %. Au total, il est estimé que 49 % des poissons capturés en 2023 en comportaient au moins une. L'anomalie la plus fréquente était l'érosion des nageoires, affectant 47 % des individus en 2023, tandis que le taux de déformation n'affectait que 1,8 % des poissons. Les espèces les plus affectées par les anomalies étaient le meunier noir, le méné bec-de-lièvre, l'achigan à petite bouche et le raseux-de-terre gris, tandis que le naseux des rapides et le méné à nageoires rouges semblaient

relativement moins affectés (annexe 3.4, figure A3.4.3). Il est à noter qu'aucune tumeur à la bouche de type papillome chez les espèces se nourrissant sur le fond, tel que le meunier noir, n'a été observée dans la rivière Chaudière. Les tumeurs à la bouche de type papillome indiquent une contamination potentielle des sédiments par des substances oncogènes (Richard et collab., 2016).

En général, les taux de DELT diminuent en s'éloignant du barrage de Lac-Mégantic (figure 3.3.3). Ce résultat suggère que, tout comme en 2016, la rivière présente toujours un gradient d'agresseurs environnementaux plus importants en aval de Lac-Mégantic qui s'estompent jusqu'au PK 75,0. Les données de 2023 montrent également que le taux d'anomalies de type DELT est resté élevé depuis le dernier échantillonnage de 2016. En effet, la médiane des taux d'anomalies par station en 2023 n'est pas significativement différente de celle de 2016 ($p = 1$, test de Wilcoxon sur données appariées des six stations communes, excluant la station au PK 56,7). En comparant le taux de DELT par espèces aux cinq stations communes, une augmentation au fil du temps du taux d'anomalies chez le meunier noir est observée, tandis que ce taux semble s'être maintenu depuis 2014 chez le mené bec-de-lièvre et le raseux-de-terre gris (annexe 3.4, figure A3.4.4). Le taux de déformation a cependant diminué depuis 2016, passant de 14 % à 2 % pour l'ensemble de la communauté de poissons en tenant compte des sept stations communes aux deux années.

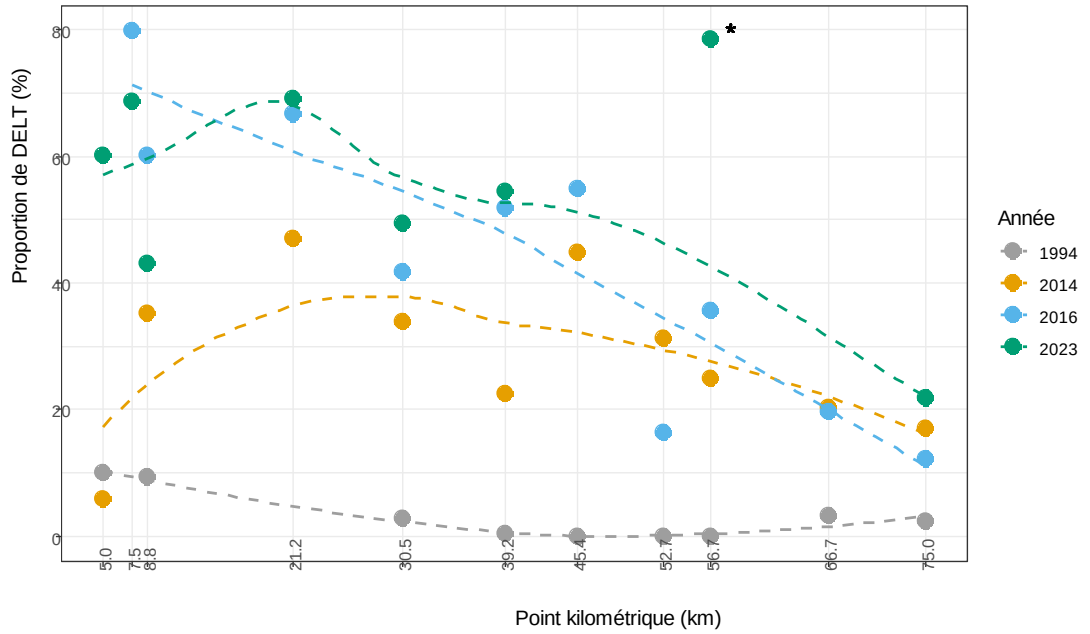


Figure 3.3.3 ***Taux d'anomalies externes de type DELT (déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs) chez les poissons aux stations de la haute Chaudière échantillonnées en 1994 (gris), 2014 (orange), 2016 (bleu) et 2023 (vert)***

Note : Les lignes pointillées correspondent à une régression locale linéaire de type « LOESS ». Pour l'année 2023, la ligne de régression « LOESS » exclut la station au PK 56,7 (*), à laquelle la quantité d'individus était insuffisante pour une estimation adéquate de la proportion d'anomalies externes de type DELT.

Plusieurs facteurs peuvent causer des anomalies externes chez les poissons en milieu naturel, dont la présence d'hydrocarbures dans les sédiments, laquelle a été considérée comme étant la cause principale des taux élevés d'anomalies observés chez les poissons de la rivière Chaudière à la suite du déversement de pétrole de 2013 (MDDELCC, 2015c et 2017d). Cette hypothèse reste encore valide malgré la diminution marquée de la contamination en hydrocarbures, puisque cette dernière demeure préoccupante dans

certaines zones d'accumulation de sédiments fins (section 3.1.3). De plus, un gradient des taux d'anomalies de type DELT est toujours observable, similaire aux résidus d'hydrocarbures (figure 3.1.2), avec des taux plus élevés dans les premiers kilomètres et qui diminuent en s'éloignant de Lac-Mégantic (figure 3.3.3). Il est à noter que ce gradient peut aussi être causé par les zones urbanisées et plus industrialisées situées en amont de la rivière (annexe A3.2, figure A2.3.2). Néanmoins, d'autres facteurs environnementaux pourraient aussi soutenir un taux d'anomalies élevé et s'ajouter aux effets de la contamination aux hydrocarbures. Notamment, les années 2014, 2016 et 2023 présentent une proportion plus élevée de journées en débit d'étiage durant les trois mois précédant les échantillonnages par rapport à 1994 (annexe 3.5). Il est donc possible que ces débits plus faibles et plus fréquents des dernières années expliquent en partie le taux plus élevé d'érosion des nageoires. En effet, des taux élevés de cette anomalie sont souvent observés en milieu aquacole en raison des frottements des nageoires à des parois rugueuses (Latremouille, 2003).

3.3.3 Indice d'intégrité biotique de la communauté de poisson

L'indice d'intégrité biotique (IIB) reflète la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté de poissons comparable à celle d'un écosystème naturel peu ou pas perturbé par l'activité anthropique (Karr, 1987). Les résultats montrent que l'IIB en 2023 s'était amélioré sur l'ensemble des stations de la haute Chaudière (c.-à-d. jusqu'au PK 75,0; figure 3.3.4), avec des cotes « moyenne » et « bonne ». La comparaison des cinq stations communes montre une différence significative entre les années (p = 0,018; test de Friedman). L'amélioration se fait surtout remarquer aux stations en aval, à partir du PK 30,5, où les cotes IIB des années précédentes étaient « moyenne », « faible » ou même « très faible ». Cette amélioration globale de l'IIB est surtout attribuable aux changements dans la composition de la communauté de poissons, qui affiche une proportion plus élevée d'espèces intolérantes à la pollution, une diminution des espèces omnivores et une augmentation conséquente des espèces insectivores et piscivores (voir les cotes détaillées de l'IIB à l'annexe 3.6, tableau A3.6.1). Il est toutefois à noter que les taux d'anomalies très élevés exercent une influence limitée sur la cote IIB puisque la cote minimale associée aux DELT est atteinte à partir d'un taux de 5 %.

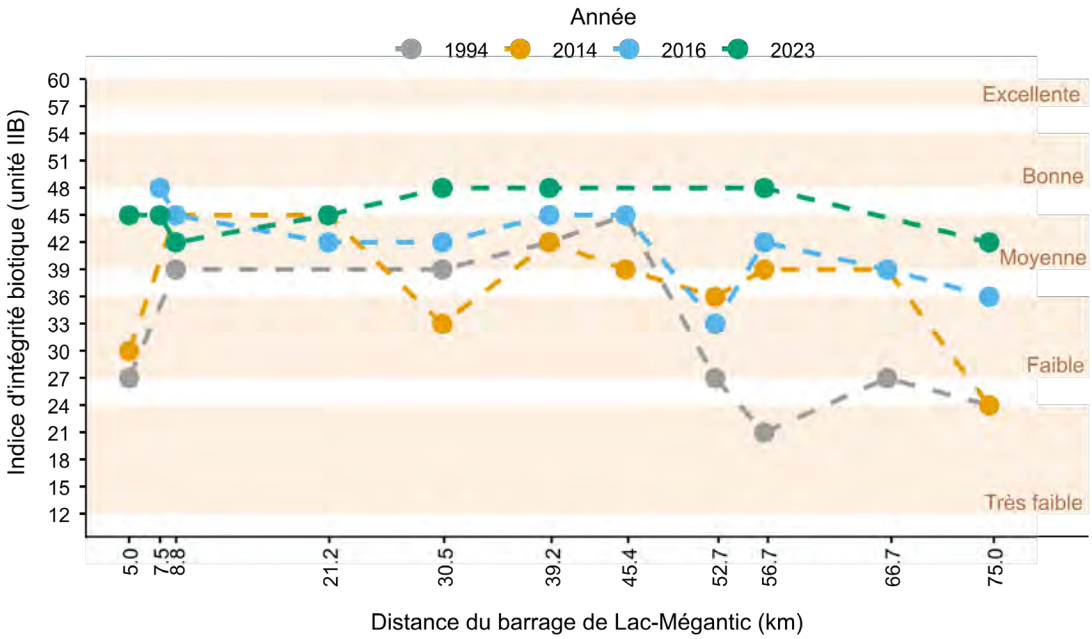


Figure 3.3.4 Indice d'intégrité biotique (IIB) classé par cote, de « très faible » à « excellente », aux stations de la haute Chaudière pour les années 1994, 2014, 2016 et 2023

3.3.4 Principaux constats sur les communautés de poissons

Lors de la première étude en 1994, les communautés de poissons montraient des signes d'un état dégradé de la rivière (Martel et Richard, 1998). Ainsi, l'utilisation de l'année 1994 comme état de référence pour évaluer l'effet du déversement d'hydrocarbure de 2013 a ses limites. Néanmoins, depuis 2014, plusieurs variables et indices de la communauté de poissons, tel l'IIB, indiquent une amélioration de l'état de la rivière. La présence et l'augmentation de l'abondance à toutes les stations du méné bec-de-lièvre, une espèce intolérante à la pollution, suggèrent notamment un écosystème en meilleur état sur l'ensemble de la rivière. À cela s'ajoute une diminution de l'abondance relative des espèces tolérantes et omnivores. De plus, le taux de déformation a diminué comparativement à 2016 et une diminution des taux de DELT est aussi observée en s'éloignant du barrage de Lac-Mégantic. Cependant, le taux très élevé d'érosion des nageoires, maintenu depuis 2016, indique toujours la présence de stress environnementaux (Sindermann, 1979). Il est probable que la contamination résiduelle en hydrocarbures dans les sédiments, combinée à d'autres changements environnementaux, telle la variation des débits, puisse agir en synergie au maintien de taux élevés d'érosion des nageoires.

Des cinq SPFA qui ont été détectées dans les poissons entiers de la rivière Chaudière en 2023, c'est le PFOS qui a montré les concentrations les plus élevées, avec une concentration maximale de 13,0 µg/kg et une concentration médiane de 4,65 µg/kg (annexe 3.7, tableau A3.7.1), ce qui dépasse le critère de protection de la faune terrestre piscivore pour les mammifères de 4,6 µg/kg (Environnement Canada, 2018) adopté par le Ministère pour le PFOS. Pour une même espèce, les concentrations de PFOS mesurées en 2023 dans la rivière Chaudière sont comparables entre les différentes stations, mais inférieures à celles observées dans le fleuve Saint-Laurent (12 à 140 µg/kg de PFOS; Munoz et collab., 2022). De plus, les concentrations de PFOS dans le muscle des poissons de la rivière Chaudière en 2013-2014 (1,9 à 5,8 µg/kg) étaient similaires à celles dans d'autres plans d'eau du Québec (0,08 à 6,2 µg/kg; Kaboré et collab., 2022) et il y avait peu ou pas de différence avec les concentrations de 2011 (0,28 à 2,1 µg/kg; Munoz et collab., 2017). Il est donc plus probable que les concentrations de SPFA observées en 2023 soient davantage liées à une contamination diffuse par ces substances qu'à l'usage des mousses extinctrices pour éteindre l'incendie au moment de la tragédie de Lac-Mégantic. D'ailleurs, les mousses extinctrices utilisées sur le site du déraillement n'étaient pas à base de PFOS, conformément à l'interdiction d'utilisation de cette substance au Canada depuis mai 2013 (Gouvernement du Canada, 2008).

4. Conclusion

4.1 Constats

4.1.1 Tronçons à substrat rocheux

Lorsque mis en commun, plusieurs aspects des suivis environnementaux effectués dix ans après le déversement pétrolier suggèrent que l'état de la rivière Chaudière s'est amélioré, principalement dans les tronçons rocheux.

Depuis 2013, la contamination des sédiments a diminué de façon marquée tant par son étendue que par les concentrations mesurées. Cette amélioration est attribuable à des processus d'atténuation naturelle comme la dispersion physique et la biodégradation. En effet, l'hydrodynamisme élevé de la rivière Chaudière dans ses tronçons rocheux a facilité la dispersion de la contamination des sédiments.

Les effets de la dispersion de la contamination des sédiments semblent avoir été constatés dès 2014 par l'amélioration de l'état des macroinvertébrés benthiques dans les tronçons à substrat rocheux. L'ISB_{SurVol} n'a ensuite pas changé de façon significative entre 2015 et 2023. Les stations les plus rapprochées de la ville de Lac-Mégantic restent, en 2023, dans un état « précaire », alors que les stations les plus éloignées sont dans un « bon » état d'intégrité.

De plus, un patron similaire a été observé pour les taux d'anomalies externes des poissons, lesquels s'estompent également en s'éloignant du barrage de Lac-Mégantic. Le taux d'anomalies externes des poissons demeure toutefois important à proximité du barrage, tout comme l'état de la communauté de macroinvertébrés benthiques qui demeure « précaire ». En effet, la seule présence d'irisation lors du brassage des sédiments, dans les sections où le fond est plutôt constitué de roches et de galets, a été observée uniquement dans les quatre premiers kilomètres en 2023. L'état « précaire » de la communauté de macroinvertébrés benthiques et les taux d'anomalies externes élevés des poissons pourraient aussi être expliqués par l'effet de la zone urbanisée et industrielle, ainsi que par les variations de niveau d'eau et de débit causées par le barrage de Lac-Mégantic.

L'augmentation de l'abondance relative du méné bec-de-lièvre, une espèce insectivore et intolérante à la pollution, et d'espèces piscivores, couplée à une diminution des espèces tolérantes à la pollution et des omnivores, suggère un écosystème en meilleur état sur l'ensemble de la rivière. Cette abondance relative plus élevée des poissons insectivores concorde ainsi avec le rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques dans les tronçons rocheux. Les changements observés dans la composition de la communauté de poissons se reflètent également dans l'amélioration de l'IIB dans la haute Chaudière jusqu'au PK 75,0, avec des stations montrant des cotes IIB « moyenne » et « bonne ». Cette amélioration se fait surtout remarquer aux stations un peu plus en aval (à partir du PK 30,5), où les cotes IIB des années précédentes étaient moins élevées. De plus, le taux de déformation des poissons a diminué comparativement à 2016, ce qui pourrait être également un effet de la diminution générale de la contamination des sédiments. Toutefois, les taux élevés d'érosion des nageoires, maintenus depuis 2016, suggèrent qu'une pression environnementale est toujours présente.

4.1.2 Zones d'accumulation de sédiments fins

Malgré la diminution globale de la contamination en 2023, les sédiments de la rivière Chaudière portent toujours la marque du déversement de pétrole du 6 juillet 2013. En effet, les niveaux de contamination par les hydrocarbures dans les sédiments en 2023 restent préoccupants dans certaines zones d'accumulation de sédiments fins, dont le secteur dragué au PK 4,5. Des concentrations supérieures à la VRA ont d'ailleurs été mesurées dans deux zones d'accumulation situées dans les quatre premiers kilomètres.

Les signes de rétablissement de la communauté de macroinvertébrés benthiques des zones d'accumulation de sédiments fins sont plus lents ou moins évidents que dans les tronçons à substrat rocheux. Somme toute, l'augmentation au PK 4,5 des crustacés de la famille Asellidae, un taxon sensible aux hydrocarbures, peut tout de même indiquer un certain rétablissement dans la rivière. De même, les oligochètes, qui constituent un taxon opportuniste tolérant aux hydrocarbures, ne prédominent plus dans la majorité des stations. Cependant, d'autres changements, tels que la diminution du nombre de taxons Chironomidae (dont certains sont sensibles aux hydrocarbures) et du pourcentage de mollusques bivalves, considérés comme sensibles aux hydrocarbures en zones d'accumulation, indiquent que des processus de recolonisation seraient toujours en cours. Le nombre de taxons d'insectes fouisseurs, des taxons étroitement liés au substrat qui sont de bons indicateurs de l'état de la contamination, a augmenté pour toutes les stations en 2016 et a connu une légère diminution en 2023, tout en restant plus élevé qu'en 2014. Une augmentation plus marquée du nombre de taxons d'insectes fouisseurs au PK 4,5 a été observée. De plus, les tracés d'observation visuelle dans les zones d'accumulation de sédiments fins montrent la

présence d'irisation continue sur certains segments dans les neuf premiers kilomètres de la rivière, dont au PK 4,5. Enfin, une augmentation des concentrations en hydrocarbures dans le bassin formé par le barrage Sartigan en 2023 par rapport à 2016 suggère un déplacement de la contamination vers l'aval et une accumulation de celle-ci dans ce bassin. Cette observation est renforcée par la constatation d'une diminution de la concentration des hydrocarbures dans les secteurs en amont. D'autres sources de pollution ponctuelles urbaines ou industrielles ont pu également contribuer aux concentrations mesurées en 2023 dans le bassin du barrage Sartigan.

La présente étude est particulièrement importante pour la compréhension des processus de rétablissement d'une rivière. En effet, peu d'études à long terme et ayant mesuré plusieurs composantes d'un écosystème d'eau douce ont été réalisées dans le monde à la suite d'un déversement de pétrole majeur. En somme, le rétablissement de la rivière Chaudière dans les tronçons à substrat rocheux est plus évident que dans les zones d'accumulation de sédiments fins, en raison des caractéristiques physiques et hydrologiques de ces milieux. Les principaux constats sont résumés dans la figure 4.1.1.

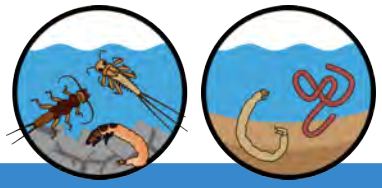
Contamination des sédiments

Tronçons à substrat rocheux

- Diminution de la contamination : les concentrations supérieures à la valeur de référence associée à des effets néfastes à long terme sur la vie aquatique sont passées de 52 % en 2013 à 8 % en 2023.

Zones d'accumulation

- Contamination toujours préoccupante dans six zones, dont le secteur dragué en 2014 au PK 4,5 : deux concentrations supérieures à la valeur de référence associée à des effets à court terme ou présence d'irisation continue.
- Légère augmentation des concentrations dans le bassin formé par le barrage Sartigan comparativement à 2016, ce qui suggère un déplacement de la contamination vers l'aval.



Communautés de macroinvertébrés benthiques

Tronçons à substrat rocheux

- Amélioration de l'état des communautés de macroinvertébrés benthiques dès 2014.

Zones d'accumulation

- Signes de rétablissement plus lents ou moins évidents que dans les tronçons à substrat rocheux : processus de rétablissement en cours ou autres pressions possiblement présentes.

Communautés de poissons

Ensemble des stations

- Indice d'intégrité biotique de la communauté de poissons indiquant que l'état de santé de la rivière s'est amélioré au fil des années.
- Diminution des espèces tolérantes à la pollution et généralistes (omnivores) pour faire place aux espèces intolérantes à la pollution, tel le méné bec-de-lièvre, et aux espèces spécialistes (insectivores et piscivores).

- Taux élevés d'érosion des nageoires maintenus depuis 2016, malgré la diminution des taux de déformation, ce qui suggère qu'une pression environnementale est toujours présente.

En bref, dans les tronçons rocheux, cela va mieux.
Dans les zones d'accumulation, il y a toujours des préoccupations.

Figure 4.1.1 Résumé des principaux constats pour la contamination des sédiments, les communautés de macroinvertébrés benthiques et les communautés de poissons de la rivière Chaudière en 2023

4.2 Perspectives

Les processus de rétablissement de la rivière Chaudière semblent opérer sur des échelles temporelles différentes pour les tronçons rocheux et pour les zones d'accumulation de sédiments fins. Tandis que les tronçons rocheux sont sur la voie de rétablissement, les zones d'accumulation de sédiments fins nécessitent plus de temps. En raison de l'augmentation des concentrations en hydrocarbures dans le bassin du barrage Sartigan et de la présence de la prise d'eau potable de Saint-Georges, la zone d'accumulation de sédiments fins dans le bassin devrait être échantillonnée à moyen terme. Pour les autres zones d'accumulation de la haute Chaudière, étant donné que leur rétablissement se poursuit, il serait intéressant d'un point de vue scientifique de réaliser un suivi de la contamination des sédiments et des macroinvertébrés benthiques dans plusieurs années. Quelques questions restent également en suspens pour la communauté de poissons, notamment en ce qui concerne les taux d'érosion des nageoires qui demeurent élevés. L'investigation de ce problème est cependant complexe et semble aller au-delà de la problématique de la contamination résiduelle en hydrocarbures de la rivière Chaudière.

Références bibliographiques

ANSON, J. R., V. PETTIGROVE, M.E. CAREW et A.A. HOFFMANN (2008). « High molecular weight petroleum hydrocarbons differentially affect freshwater benthic macroinvertebrate assemblages », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 27, nº 5, p. 1077-1083.

ARGUS ENVIRONNEMENT (2024). *Suivi temporel de la contamination des sédiments de la rivière Chaudière à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic : 2013 à 2023*, rapport produit pour le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 45 p. + 3 ann.

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER et J.B. STRIBLING (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, second edition*, EPA 841-B-99002, Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.

BARTON, D. R., et R. R. WALLACE (1979). « The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates », *Fisheries and Environment Canada*, vol. 18, p. 305-312.

BHATTACHARYA, S., P.L. KLERKS et J. A. NYMAN (2003). « Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms », *Environmental Pollution*, vol. 122, p. 205-215.

BURY, R.B. (1972). « The effects of diesel fuel on a stream fauna », *California Fish and Game Bulletin*, vol. 58, p. 291-295.

CEAEQ (2013). *Identification des produits pétroliers. MA. 408 – IdePet 1.0*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 11 p.

CEAEQ (2024). *Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse, MA. 400 – HAP 1.1*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 16 p.

CEAEQ (2025). *Détermination des hydrocarbures pétroliers (C_{10} à C_{50}) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme, MA. 400 – HYD. 1.1*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 11 p.

CEHQ. « Suivi hydrologique de différentes stations hydrométriques », [En ligne], Centre d'expertise hydrique du Québec, [https://www.cehq.gouv.qc.ca/suivihydro/graphique.asp?NoStation=023427] (Consulté en décembre 2024).

CRUNKILTON, R. L., et R. M. Duchrow (1990). « Impact of a Massive Crude Oil Spill on the Invertebrate Fauna of a Missouri Ozark Stream », *Environmental Pollution*, vol. 63, p. 13-31.

DAUVIN, J. C. (1998). « The fine sand Abra alba community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 36, p. 669-676.

DAUVIN, J. C. (2000). « The muddy fine sand Abra alba - Melinna palmata community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 40, p. 528-536.

ENVIRONNEMENT CANADA (2018). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement : Perfluorooctanesulfonates (PFOS)*, Ottawa, 16 p.

ELMGREN, E., S. HANSSON, U. LARSSON, B. SUNDELIN et P. D. BOEHM (1983). « The “Tsesis” oil spill: Acute and long-term impact on the benthos », *Marine Biology*, vol. 73, p. 51-65.

GLÉMAREC, M., et E. HUSSENOT (1982). « A three-year ecological survey in benoit and Wrac’h Abers following the Amoco Cadiz oil spill », *Netherlands Journal of Sea Research*, vol. 16, p. 483-490.

GÓMEZ GESTEIRA, J. L., et J.-C. DAUVIN (2005). « Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain) », *Marine Environmental Research*, vol. 60, nº 3, p. 289-316.

GOUVERNEMENT DU CANADA (2008). *Règlement sur le sulfonate de perfluorooctane et ses sels et* certains autres composés, p. 1306-1387.

GRENIER, M. (2014). *Accident ferroviaire de Lac-Mégantic : Revue de la littérature portant sur l’impact des déversements d’hydrocarbures et des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques*, rapport préparé pour le ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs par CIMA+, 35 p.

GROSELL, M., et C. PASPARAKIS (2021). « Physiological Responses of Fish to Oil Spills », *Annual Review of Marine Science*, vol. 13, p. 137-160.

HARREL, R. C. (1985). « Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a southeast Texas stream », *Hydrobiologia*, vol. 124, p. 223-228.

HAWKINS, S. J., P. E. GIBBS, N. D. POPE, G. R. BURT, B. S. CHESMAN, S. BRAY, S. V. PROUD, S. K. SPENCE, A. J. SOUTHWARD et W. J. LANGSTON (2002). « Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies », *Marine Environmental Research*, vol. 54, p. 215-222.

KABORÉ, H. A., K. GOEURY, M. DESROSIERS, S. VO DUY, J. LIU, G. CABANA, G. MUNOZ et S. SAUVÉ (2022). « Novel and legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in freshwater sporting fish from background and firefighting foam impacted ecosystems in Eastern Canada », *Science of the Total Environment*, vol. 816, article 151563.

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*, Champaigne, Illinois, Illinois Natural History Survey, special publication nº 5, 28 p.

KARR, J.R. (1987). « Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework », *Environmental Management*, vol. 11, nº 2, p. 249-256.

LA VIOLETTE, N. (1999). « Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l’intégrité biotique du milieu », dans ministère de l’Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l’écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques.

LATREMOUILLE, D. (2003). « Fin erosion in aquaculture and natural environments », *Reviews in Fisheries Science*, vol. 11, nº 4, p. 315-335.

MARTEL, N., et Y. RICHARD (1998). « Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichtyologiques et l’intégrité biotique du milieu », pages 5.1 à 5.34, dans ministère de l’Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l’état de l’écosystème aquatique – 1996*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques.

MCCAULEY, R. N. (1966). « The biological effects of oil pollution in a river », *Limnology and Oceanography*, vol. 11, p. 475-486.

MDDEFP (2012). *Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 62 p.

MDDEFP (2013a). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, 2e édition, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 88 p.

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*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

MDDELCC (2014). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers,* Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 62 p.

MDDELCC (2015a). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Deuxième rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers,* Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 64 p.

MDDELCC (2015b). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Caractérisation hâtive de la contamination des sédiments dans quelques secteurs problématiques et dans la plaine inondable de la rivière Chaudière*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction régionale du Centre de contrôle environnemental de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, 43 p.

MDDELCC (2015c). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Impact sur les communautés piscicoles de la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 21 p. + 3 ann.

MDDELCC (2016). *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*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 14 p. + 3 ann.

MDDELCC (2017a). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Troisième rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers,* Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 7 p. + 1 ann.

MDDELCC (2017b). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Caractérisation complémentaire de certaines zones d'accumulation de sédiments de la haute Chaudière en 2015*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction régionale et Bureau de coordination des urgences du Centre de contrôle environnemental de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, 67 p.

MDDELCC (2017c). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Évaluation de l'intégrité biotique des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière, automnes 2013, 2014 et 2015*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 37 p.

MDDELCC (2017d). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – L'état de la communauté piscicole de la rivière Chaudière en 2016,* Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 21 p. + 3 ann.

MDDELCC (2018). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Évaluation* in situ *de la toxicité des sédiments de la rivière Chaudière pour les communautés de macroinvertébrés benthiques en 2016*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 25 p.

MEIER-BROOK, C. (1969). « Substrate relations in some Pisidium species (Eulamellibranchiata: Sphaeriidae) », *Malacologia*, vol. 9, p. 121-125.

MELCC (2022). *Guide d'interprétation de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP5 et IQBP6),* [En ligne], ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, [www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil__aqua/guide-interpretation-indice-qualite-bacteriologique-physicochimique eau.pdf], 21 p.

MELCCFP (s.d.). « Macroinvertébrés benthiques », [En ligne], ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/benthos/index.htm].

MINCHEW, C.D., et J.D. YARBROUGH (1977). « The occurrence of fin rot in mullet (*Mugil cephalus*) associated with crude oil contamination of an estuarine pond-ecosystem », *Journal of Fish Biology*, vol. 10, p. 319-323.

MOISAN, J., (2010). *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 82 p. (incluant 1 ann.)

MOISAN, J., et L. PELLETIER (2011). *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 39 p.

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*, vol. 55, p. 605-610.

MOZLEY, S. C., et M. G. BUTLER (1978). « Effects of crude oil on aquatic insects of tundra pond », *Arctic,* vol. 31, nº 3, p. 229-241.

MUNOZ, G., M. DESROSIERS, S. V. DUY, P. LABADIE, H. BUDZINSKI, J. LIU et S. SAUVÉ (2017). « Environmental occurrence of perfluoroalkyl acids and novel fluorotelomer surfactants in the freshwater fish *Catostomus commersonii* and sediments following firefighting foam deployment at the Lac-Mégantic railway accident », *Environmental Science & Technology*, vol. 51, nº 3, p. 1231-1240.

MUNOZ, G., L. MERCIER, S. V. DUY, J. LIU, S. SAUVÉ et M. HOUDE (2022). « Bioaccumulation and trophic magnification of emerging and legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a St. Lawrence River food web », *Environmental Pollution*, vol. 309, article 119739.

PETTIGROVE, V., et A. HOFFMANN (2005). « Effects of long-chain hydrocarbon-polluted sediment on freshwater macroinvertebrates », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 24, nº 10, p. 2500-2508.

PLAFKIN, J.L., M. T. BARBOUR, K. D. PORTER, S. K. GROSS et R. M. HUGHES (1989). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*, U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed protection Division, Washington, D.C., EPA/440/4-89/001.

PONTASCH, K. W., et M. A. BRUSVEN (1988). « Macroinvertebrate response to a gasoline spill in Wolf Lodge Creek, Idaho, USA », *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 113, p. 41-60.

POULTON, B. C., E. V. CALLAHAN, R. D. HURTUBISE et B. G. MUELLER (1998). « Effects of an oil spill on leafpack-inhabiting macroinvertebrates in the Chariton river, Missouri », *Environmental Pollution*, vol. 99, p. 115-122.

POULTON, B. C., S. E. FINDER et S. A. HUMPHREY (1997). « Effects of a crude oil spill on the benthic invertebrate community in the Gasconade river, Missouri », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 33, p. 268-276.

R CORE TEAM (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing,* [En ligne], R Foundation for Statistical Computing, [https://www.R-project.org/].

RICHARD, Y. (1994). *Les communautés ichtyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq nº EN940235, rapport nº QE-89, 153 p. + 12 ann.

RICHARD, Y. (1996). *Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq nº EN960254, rapport nº EA-3, 70 p. + 10 ann.

RICHARD, Y., J.-P. BAILLARGEON et H. MASSÉ (2016). *Guide de classification des anomalies externes des poissons d'eau douce du Québec*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 179 p.

ROSENBERG, D. M., et A. P. WIENS (1976). « Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products, with special reference to the Trail River, Northwest Territories », *Journal of the Fisheries Reasearch Board of Canada*, vol. 33, p. 1955-1963.

SIMPSON, K. W. (1980). « Abnormalities in the tracheal gills of aquatic insects collected from streams receiving chlorinated or crude oil wastes », *Freshwater Biology*, vol. 10, p. 581-583.

SINDERMANN, C.J. (1979). « Pollution-associated diseases and abnormalities of fish and shellfish: a review », *Fishery Bulletin*, vol. 76, nº 4.

SMITH, P., D. SNOOK, A. MUSCUTT et A. SMITH, 2010. « Effects of a diesel spill on freshwater macroinvertebrates in two urban watercourses*,* Wiltshire, UK », *Water and Environment Journal*, vol. 24, nº 4, p. 249-260.

STEVENS, C., et T. COUNCIL (2008). *A fish-based index of biological integrity for assessing river condition in central Alberta, Technical Report T-2008-001*, rapport produit par Alberta Conservation Association, Sherwood Park et Lethbridge, Alberta, Canada, 29 p. + ann.

THORP, J. H., et A. P. COVICH (2009). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates,* Academic press.

WOODWARD, D. F., P. M. MEHRLE et N. L. MAUCK (1981). « Accumulation and sublethal effects of a Wyoming crude oil on cutthroat trout », *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 110, p. 437-445.

WOODWARD, D. F., E. E. LITTLE et L. M. SMITH (1987). « Toxicity of five shale oils to fish and aquatic invertebrates », *Archives of Environment Contaminant Toxicology*, vol. 16, p. 239-246.

WSP (2017). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Suivi temporel de la contamination des sédiments de la rivière Chaudière en 2016*, rapport produit pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, 27 p. et ann.

Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs

Québec