



*Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs*

Québec 

**ACCIDENT FERROVIAIRE DE LAC-MÉGANTIC
Impact du déversement de pétrole brut et des
travaux de nettoyage sur les communautés de
macroinvertébrés benthiques de la rivière
Chaudière – Automne 2013**

PROJET N°QR0090A-ENV-CAR-01

Avril 2014

Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs

Québec 

**Accident ferroviaire de Lac-Mégantic
Impact du déversement de pétrole brut et des travaux
de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés
benthiques de la rivière Chaudière – Automne 2013**

V/Réf. : 1362-P
N/Réf. : QR0090A

Avril 2014

Préparé par :



Martine Grenier, Ph. D. Sc. eau
Professionnelle Environnement

Vérfié par :



Roxane Tremblay, M. Sc. biologie, candidate Ph. D. géographie
Professionnelle Environnement

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs

Clément Lapiere	Ingénieur
Lyne Pelletier	M. Sc. Environnement

Cima+ s.e.n.c.

Christian Gagnon	B. Sc. biologie	Directeur de projet
Martine Grenier	Ph. D. Sc. eau	Professionnelle Environnement
Roxane Tremblay	M. Sc. biologie	Professionnelle Environnement

RÉFÉRENCE À CITER

Grenier, M. 2014. *Accident ferroviaire de Lac-Mégantic : Impact du déversement de pétrole brut et des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière-automne 2013*. Rapport préparé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). 72 pages + 4 annexes

TABLE DES MATIÈRES

	Page
1 Introduction	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectif de l'étude.....	3
2 Méthodologie.....	5
2.1 Territoire à l'étude.....	5
2.2 État de l'écosystème aquatique de la section amont de la rivière Chaudière avant le déversement de pétrole.....	9
2.2.1 Qualité de l'eau.....	9
2.2.2 Intégrité biologique.....	10
2.3 Sites d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques	11
2.4 Échantillonnage, traitement et identification des macroinvertébrés benthiques	15
2.5 Analyse des données	15
2.5.1 Évaluation du niveau d'intégrité biologique : l'indice de santé du benthos (ISB).....	15
2.5.2 Stratégie d'analyse.....	17
2.5.3 Analyses statistiques.....	20
2.5.4 Comparaison du niveau d'intégrité biologique avec les sources de dégradation	22
3 Résultats.....	27
3.1 Impact du déversement de pétrole sur le niveau d'intégrité biologique.....	27
3.1.1 Effet du déversement de pétrole et des perturbations associées.....	27
3.1.2 Effet de l'ensemble des perturbations reliées au déversement de pétrole, excluant le nettoyage de la rivière.....	34
3.1.3 Effet du nettoyage de la rivière et de la période d'échantillonnage	36
3.2 Relation entre le niveau d'intégrité biologique et les sources de dégradation	38

3.2.1	Qualité de l'eau et valeurs d'ISB _{Surv}	38
3.2.2	Qualité des sédiments et valeurs d'ISB _{Surv}	40
3.2.3	Variations du débit à l'exutoire du barrage de Mégantic et valeurs d'ISB _{Surv}	43
4	Discussion.....	47
4.1	Mise en contexte de l'étude.....	47
4.1.1	Études portant sur l'impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.....	47
4.1.2	Particularités et limitations de l'étude.....	48
4.2	Impact du déversement de pétrole sur le niveau d'intégrité biologique de la rivière Chaudière.....	49
4.3	Relation entre le niveau d'intégrité biologique et les sources de dégradation : identification des facteurs de perturbation.....	50
4.3.1	Effet du pétrole brut sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.....	51
4.3.2	Effet du déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic.....	52
4.3.3	Effet des variations de débits en aval du barrage de Lac-Mégantic.....	53
4.3.4	Combinaison des facteurs de perturbations.....	54
4.4	Relation entre les caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques affectées par le déversement de pétrole et les facteurs de perturbation.....	55
4.4.1	Caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques affectées par le déversement de pétrole.....	55
4.4.2	Effets des perturbations sur les caractéristiques de la structure affectées.....	56
5	Conclusion et perspectives.....	59
5.1	Conclusion.....	59
5.2	Perspectives.....	60
6	Recommandations.....	63
7	Références.....	65

LISTE DES CARTES

Carte 1	Bassin versant de la rivière Chaudière	7
Carte 2	Localisation des sites d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques sur la rivière Chaudière et sur les rivières de référence	13
Carte 3	Classe d'intégrité biologique des sites échantillonnés en septembre et en octobre 2013 dans la section amont de la rivière Chaudière	29

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1	Boîtes à moustaches représentant les valeurs des six variables physico-chimiques utilisées pour le calcul de l'IQBP et les valeurs IQBP pour le site localisé au sud-ouest de Saint-Ludger (0234006), pour la période allant de mai 2010 à octobre 2012	10
Figure 3.1	Valeurs d'ISB _{Survol} en fonction de la distance du barrage de Lac-Mégantic, de la saison et du nettoyage ou non du tronçon de cours d'eau échantillonné pour a) l'ensemble de la zone à l'étude et pour b) les huit premiers kilomètres de la rivière Chaudière	28
Figure 3.2	Boîtes à moustache représentant la variation des valeurs a) d'ISB _{Survol} et b) des six métriques qui composent l'ISB _{Survol} , pour l'ensemble des sites de la section amont de la rivière Chaudière et les sites de référence, en septembre et en octobre	32
Figure 3.3	Courbe quadratique représentant la variation des valeurs d'ISB _{Survol} et des six métriques qui composent l'ISB _{Survol} , en fonction de la distance du barrage de Mégantic	33
Figure 3.4	Boîtes à moustache représentant la variation des valeurs a) d'ISB _{Survol} et b) des six métriques qui composent l'ISB _{Survol} , pour les sites affectés par les perturbations associées au déversement de pétrole et qui n'ont pas été nettoyés, ainsi que les sites de référence	35
Figure 3.5	Boîtes à moustache représentant la variation des valeurs a) d'ISB _{Survol} et b) des six métriques qui composent l'ISB _{Survol} , pour les sites avant et après le nettoyage de la rivière Chaudière	37
Figure 3.6	Valeurs d'ISB _{Survol} en fonction des tendances générales de contamination des sédiments dans les 40 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière	42
Figure 3.7	Variations du débit à l'exutoire du barrage de Lac-Mégantic, selon les moyennes journalières, couvrant la période du 15 juin au 20 octobre, de 2010 à 2013	44
Figure 3.8	Variations du débit à l'exutoire du barrage de Lac-Mégantic, selon les débits instantanés, couvrant la période du 9 au 13 août 2013	45

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Sites d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques.....	12
Tableau 2.2	Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB _{Survot}), niveau volontaire	17
Tableau 3.1	Valeurs de signification permettant d'évaluer l'effet des perturbations reliées au déversement de pétrole	31

LISTE DES ANNEXES

Annexe A :	Description des sites d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques en 2013
Annexe B :	Cotes de tolérance des taxons de macroinvertébrés benthiques pour l'ISB _{Survot}
Annexe C :	Valeurs de l'indice de santé du benthos - substrat grossier, niveau volontaire (ISB _{Survot}), et de ces six métriques
Annexe D :	Valeurs brutes des variables des communautés de macroinvertébrés benthiques

1 INTRODUCTION

1.1 MISE EN CONTEXTE

Le 6 juillet 2013, un train de la compagnie *Montreal, Maine and Atlantic Railway inc.* (MMA), contenant 72 wagons-citernes de pétrole brut, a déraillé dans le centre-ville de Lac-Mégantic. Selon les estimations, en date du 27 novembre 2013, le déraillement a occasionné un déversement d'environ 7 679 000 litres de pétrole brut léger (MDDEFP, 2014a). Environ six millions de litres ont été brûlés ou déversés dans l'environnement et près de 100 000 litres de pétrole, selon les estimations, auraient été déversés dans la rivière Chaudière. Le débit en aval du barrage de Mégantic a été réduit de 27 m³/s à 3,5 m³/s, et maintenu à ce niveau jusqu'au 10 juillet, afin de limiter l'écoulement du pétrole dans la rivière Chaudière (CEHQ, 2014). Des résidus de pétrole provenant des égouts municipaux y ont également été déversés. Au pétrole brut s'ajoutent les agents de suppression du feu qui ont été utilisés pour éteindre les incendies, ainsi que les rejets d'eaux usées non traitées en provenance de la station d'épuration des eaux de Lac-Mégantic, qui fut hors d'usage durant les dix jours suivant l'événement. Cette dernière a été remise en fonction le 17 juillet, avec seulement 10% du débit traité, et ce n'est que le 23 juillet que l'ensemble du débit a pu être traité (Anne-Sophie Bergeron, MDDEFP, comm. pers., 2014).

Dès le 6 juillet 2013, des équipes de la compagnie SIMEC sont intervenues afin de mettre en place des dispositifs de confinement (estacades), de pompage par camions vacuum et de récupération à l'aide de couches absorbantes et de boudins. Des débris souillés ont également été récupérés (MissionHGE inc., 2014). Une partie du pétrole déversé dans la rivière Chaudière a également été éliminée naturellement par évaporation (fractions légères et volatiles). Le pétrole qui n'a pu être récupéré est soit demeuré dans l'eau, a sédimenté au fond du lit de la rivière ou a pénétré dans les sédiments des berges.

Le pétrole qui n'a pu être récupéré a été éliminé, en partie, par le nettoyage du lit et des berges de la rivière Chaudière. En effet, à partir du 14 juillet 2013, un programme exhaustif d'évaluation de l'état des berges et du lit de la rivière a été entrepris par SIMEC (relevés TERR : technique d'évaluation et de restauration des rives). Au total, 260 km de berges ont été évalués, afin de cibler les endroits les plus affectés et y diriger les équipes de nettoyage.

Les premiers travaux de nettoyage se sont déroulés du 24 juillet au 7 août 2013, dans les sections comprises entre le barrage de Lac-Mégantic et le 9^e kilomètre, ainsi que dans la section comprise entre les kilomètres 81,5 et 84,5 (MissionHGE inc., 2014). Ces travaux ont été réalisés sur les rives et ont consisté en une coupe de la végétation par fauchage et à l'extraction des sédiments contaminés par excavation.

Le 13 août 2013, SIMEC a réalisé, à la demande du MDDEFP¹, un banc d'essai pour valider une autre méthode de nettoyage, soit le déluge ou « flushing », une méthode de traitement manuelle moins dommageable pour le milieu. Cette méthode, approuvée par le MDDEFP, consiste à traiter le littoral exondé et inondé (< 0,6 mètre de profondeur) de la rivière simultanément, tout en prévenant l'érosion excessive des rives ou l'émission de matières en suspension dans la rivière. Cette méthode a principalement été utilisée du 13 août au 1^{er} novembre 2013, par MissionHGE, afin de nettoyer le littoral exondé et inondé des zones moyennement à fortement contaminées de la rivière Chaudière. Au plus fort des travaux, entre 150 et 200 travailleurs ont procédé au nettoyage des berges et du lit de la rivière (là où le fond était accessible en fonction des niveaux d'eau). Au terme des travaux, environ 40 km de rives ont été nettoyés. Deux types de traitement ont été utilisés: le traitement régulier et le traitement spécifique (MissionHGE inc., 2014).

Les zones de traitement régulier étaient définies comme étant constituées majoritairement par le littoral de la rivière Chaudière, dont la granulométrie varie entre du sable grossier et des galets ou blocs. Ainsi, chaque équipe de travail, constituée d'environ douze personnes, était chargée de traiter simultanément le littoral exondé et inondé de la rivière, en se déplaçant de l'amont vers l'aval. Le traitement du littoral exondé consistait principalement à brasser les sédiments grossiers (roches, galets, gravier ou sable) à l'aide de lances à jet basse pression et les sédiments fins (sable, limon) à l'aide de jets basse pression, formant un déluge passif sur le bord de la rive. Les hydrocarbures relargués dans le milieu étaient ensuite récupérés à l'aide de barrages flottants et absorbants, déployés en aval. Avant de procéder au traitement, le littoral devait être examiné afin d'appliquer la méthode adéquate. En effet, une combinaison ou une succession de sédiments fins et grossiers pouvant être présente sur une même section de travail, les méthodes devaient parfois être utilisées de pair, afin d'enlever le maximum d'hydrocarbures de la rive, tout en limitant l'entraînement de sédiments fins. Le traitement du littoral inondé consistait principalement à brasser les sédiments grossiers (roches, galets, gravier ou sable) à l'aide de râpeaux et de lances munies de tube de Venturi, afin de déloger tous les hydrocarbures présents sur ou sous le substrat. Ce traitement était applicable vers le centre de la rivière jusqu'à une hauteur d'eau de 0,6 mètre, ou plus, si les conditions étaient jugées sécuritaires.

Les zones de traitement spécifique étaient constituées majoritairement de sédiments fins. Ces zones étaient situées dans les secteurs d'accumulation des sédiments où le courant est faible. Le lavage naturel de ces zones, par le courant de la rivière, est plus faible qu'ailleurs et la prédominance de sédiments fins proscrit l'emploi des techniques régulières de nettoyage, qui causeraient de l'érosion et la mise en suspension de nombreux sédiments. Pour la partie exondée, le traitement préconisé pour les zones constituées de sédiments fins a été utilisé, c'est-à-dire l'arrosage passif du littoral. Dans les portions inondées, la pompe munie d'un tube de Venturi a pu être utilisée, mais celle-ci était positionnée à environ 50 centimètres au-dessus du fond et les équipes de nettoyage devaient parfois se déplacer dans une embarcation.

¹ MDDEFP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec.

Le débit en aval du barrage de Lac-Mégantic a été maintenu à environ 3,5 m³/s afin de contrôler le niveau du lac et d'assurer la sécurité des travailleurs durant les travaux de nettoyage des rives de la rivière Chaudière. Six grandes oscillations de débits et des variations diurnes, passant d'un minimum de 2,5 m³/s à un maximum de 30 m³/s, ont eu lieu entre le moment du déversement et la fin des travaux de nettoyage de la rivière Chaudière (CEHQ, 2014).

À ce jour, il est impossible d'évaluer les quantités de pétrole récupérées dans la rivière. À court et à long terme, quatre éléments principaux, découlant directement du déversement de pétrole, ont eu et auront potentiellement des répercussions sur les écosystèmes aquatiques et riverains de la rivière Chaudière : le pétrole déversé, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic, les travaux de nettoyage du lit et des berges de la rivière, ainsi que les variations de débits occasionnées par la gestion du barrage de Lac-Mégantic. Une évaluation de leurs impacts sur la faune est donc nécessaire.

L'étude de l'impact d'un déversement de pétrole, et des autres perturbations reliées à celui-ci, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, est cruciale. En effet, la faune de l'écosystème aquatique et riverain, soit les poissons, les amphibiens et les oiseaux aquatiques, dépend des insectes aquatiques et des autres invertébrés aquatiques pour se nourrir. De plus, les macroinvertébrés benthiques sont particulièrement sensibles aux perturbations de l'habitat physique et de la physico-chimie des cours d'eau. Ces derniers sont sensibles, à moyen terme, aux perturbations locales en raison de leur cycle de vie relativement long (environ un an) et de leur migration limitée (Barbour *et al.*, 1999). Cette sensibilité a notamment été mise à profit pour développer de nombreux indices biotiques à partir de la structure (composition taxonomique) des macroinvertébrés benthiques. Ces indices sont utilisés partout dans le monde pour l'évaluation et le suivi du niveau d'intégrité biologique des cours d'eau (Ex. : B-IBI; Kerans et Karr, 1994).

En somme, en raison de l'importance des macroinvertébrés benthiques dans la chaîne alimentaire et de leur sensibilité aux perturbations de l'écosystème aquatique, une évaluation de l'impact des déversements de pétrole et des perturbations associées, sur ceux-ci, est primordiale afin d'en mesurer adéquatement l'ampleur sur les écosystèmes aquatiques et riverains.

1.2 OBJECTIF DE L'ÉTUDE

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer l'impact du déversement de pétrole brut, et de l'ensemble des perturbations associées à celui-ci, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de la section amont de la rivière Chaudière. Les perturbations considérées sont les suivantes : les travaux de nettoyage du lit et des berges de la rivière, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic (durant dix jours suivant le déversement) et les variations des débits en aval du barrage de Lac-Mégantic.

L'objectif secondaire poursuivi est de tenter de déterminer quels facteurs de perturbations ont eu un impact sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et, principalement, d'évaluer l'effet du nettoyage de la rivière.

Selon la littérature consultée, il ne semble pas y avoir d'étude canadienne portant sur l'impact d'un important déversement de pétrole brut, et des méthodes de nettoyage, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau. En ce sens, ce rapport pourrait servir de document de référence.

2 MÉTHODOLOGIE

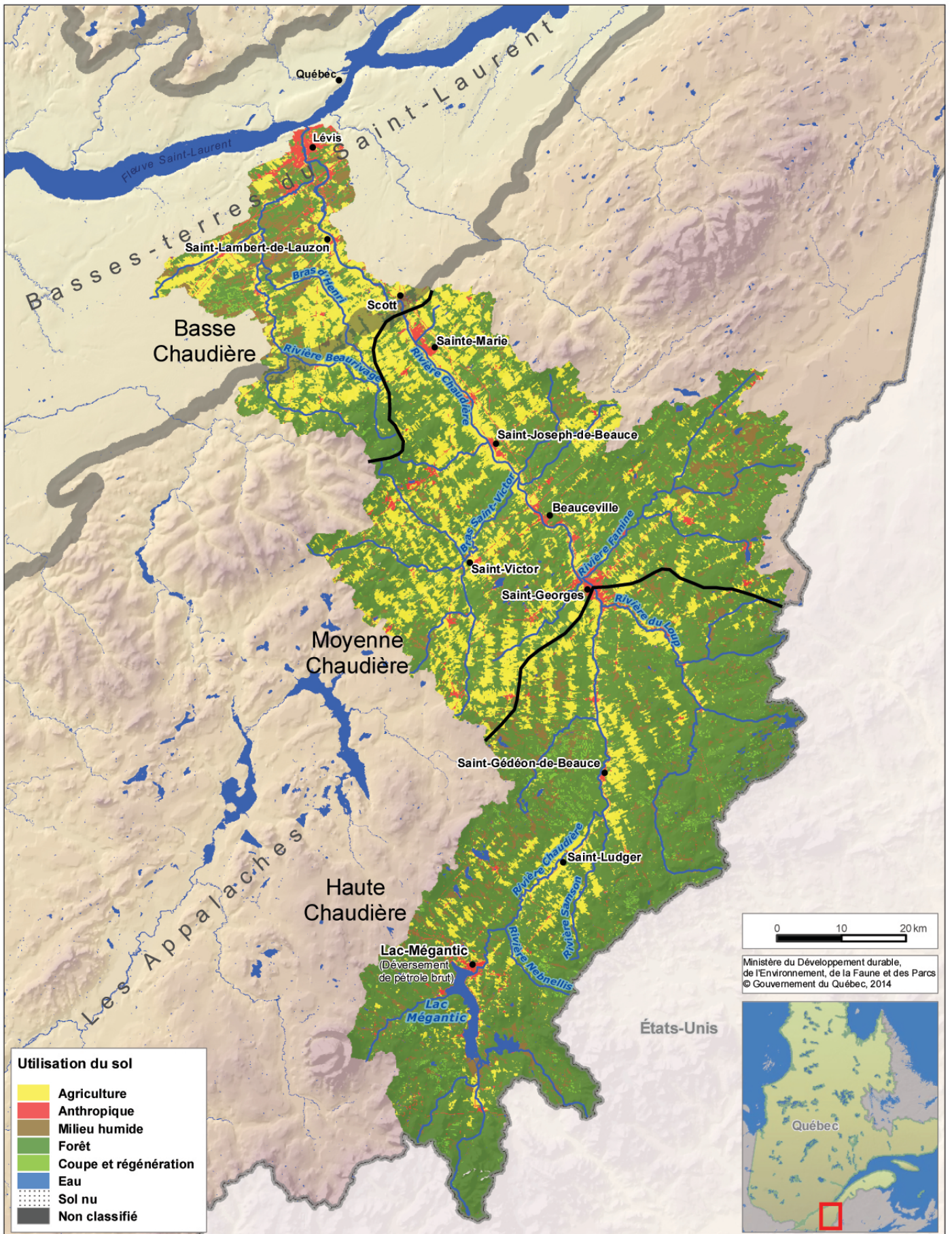
2.1 TERRITOIRE À L'ÉTUDE

La rivière Chaudière est située sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent. Elle prend sa source dans le lac Mégantic et coule en direction nord sur une distance de 185 km, puis se déverse dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Lévis (secteur Saint-Romuald et Saint-Nicolas) (carte 1). La rivière Chaudière draine un vaste territoire d'une superficie de 6 682 km² (Thibault, 2008). Son débit moyen annuel, entre 1970 et 2012, à la station de Saint-Lambert-de-Lauzon (station hydrométrique 023402) était de 118,47 m³/s, avec un minimum journalier historique de 3,14 m³/s (6 septembre 2002) et un maximum historique à 2140 m³/s (10 avril 1991) (François Godin, MDDEFP, comm. pers., 2014). Les principaux tributaires de la rivière sont les rivières Beaurivage, Famine, du Loup et Saint-Victor.

Le bassin versant de la rivière Chaudière chevauche deux régions naturelles: les Appalaches, qui occupent 95% de la superficie du bassin versant, et les basses-terres du Saint-Laurent, qui constitue 5% du territoire. Le bassin versant de la rivière Chaudière est dominé par la forêt qui occupe 69,5% du territoire. Les terres agricoles, les zones urbanisées, l'eau et les milieux humides occupent respectivement 22,9 %, 3,6 % et 3,8 % de l'espace. Le territoire de la Haute-Chaudière est majoritairement forestier, celui de la Moyenne-Chaudière est agricole, autant que forestier, tandis que celui de la Basse-Chaudière est principalement agricole et possède la plus grande densité de population. Le secteur le plus peuplé est toutefois la Moyenne-Chaudière, qui comprend la ville de Saint-Georges, avec 32 187 habitants en 2010 (MAMROT, 2014). Les villes de Saint-Georges, Sainte-Marie et les secteurs Saint-Nicolas, Charny et Saint-Romuald de la ville de Lévis sont les principaux centres urbains du bassin versant de la rivière Chaudière (Thibault, 2008).

En 2006, il est estimé que 65 % de la population du bassin versant de la rivière Chaudière s'approvisionne en eau potable à partir des eaux souterraines. Les secteurs Charny, Saint-Nicolas (en partie), Saint-Rédempteur et Breakeyville de la ville de Lévis, ainsi que la ville de Saint-Georges, puisent leur eau potable directement dans la rivière Chaudière (Thibault, 2008).

La section amont de la rivière Chaudière, localisée entre la décharge du lac Mégantic et la municipalité de Saint-Ludger (environ 40 km) en Haute-Chaudière, fera l'objet de cette étude. Cette section, qui a subi des travaux de nettoyage, représente le secteur de la rivière le plus affecté par le déversement de pétrole, selon les évaluations effectuées au mois d'août 2013 (segments du barrage de Lac-Mégantic au kilomètre 57,2; MissionHGE inc., 2014).



Carte 1 Bassin versant de la rivière Chaudière

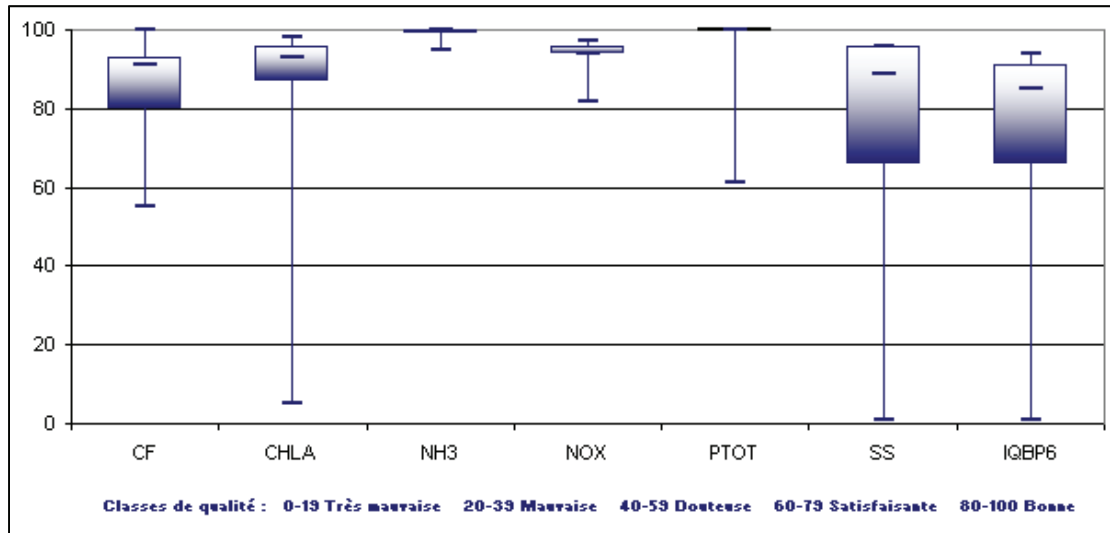
2.2 ÉTAT DE L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE DE LA SECTION AMONT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE AVANT LE DÉVERSEMENT DE PÉTROLE

L'état de l'écosystème aquatique de la section amont de la rivière Chaudière sera décrit afin de permettre d'évaluer sommairement son niveau d'intégrité physico-chimique et biologique, avant le déversement de pétrole. Cet état permettra une meilleure évaluation de l'impact du déversement de pétrole et des travaux de nettoyage dans cette section de la rivière, en permettant d'exclure l'effet des perturbations qui auraient pu affecter les communautés de macroinvertébrés benthiques avant le déversement.

2.2.1 Qualité de l'eau

L'évaluation de la qualité de l'eau de surface est basée sur les classes de l'Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP; Hébert, 1997). Cet indice est basé sur les concentrations estivales de six paramètres couramment utilisés : azote ammoniacal (NH_3 ; mg/L), chlorophylle *a* totale (CHLA; mg/L), coliformes fécaux (CF; UNT), matières en suspension (MES; mg/L), nitrites et nitrates (NOX; mg/L) et phosphore total (PT; mg/L). Les valeurs de l'indice varient entre 0 (plus basse valeur) et 100 (plus haute valeur) et sont classées de la façon suivante : bonne (80-100), satisfaisante (60-79), douteuse (40-59), mauvaise (20-39) et très mauvaise (0-19) (Hébert et Ouellet, 2005). Selon la valeur d'IQBP, l'eau de la partie amont de la rivière Chaudière, soit à environ 9 km au sud-ouest de Saint-Ludger (BQMA 02340006), était généralement de bonne qualité (IQBP médian : 85), entre mai 2010 et octobre 2012 (figure 2.1; MDDEFP, 2014b). Les faibles concentrations en nutriments (phosphore et azote), en chlorophylle *a* et en coliformes fécaux suggèrent qu'il s'agit d'un écosystème oligotrophe peu affecté par une contamination bactérienne.

Au niveau des substances toxiques, l'étude de Berryman et Nadeau (1998) démontrait qu'en 1994 le secteur de la haute Chaudière contribuait à des apports en substances toxiques dans l'eau de la rivière, possiblement en provenance d'industries de transformation du bois et du textile. En effet, du pyrène, un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP), a été détecté en amont et en aval de Lac-Mégantic. En aval de Saint-Ludger, cette même étude a décelé la présence de métaux (aluminium et chrome), de HAP (naphtalène et phénanthrène), d'un phtalate (phtalates de butyle), de deux acides gras (acide linoléique et acide oléique), d'un composé benzénique (benzyle), d'un composé organique volatil (COV; 1,4-dichlorobenzène) et de BPC. La présence d'une substance toxique dans les traceurs utilisés dans l'étude de Berryman et Nadeau (1998) ne signifie pas nécessairement que cette substance atteint, dans le milieu aquatique, une concentration suffisamment élevée pour exercer un effet sur la faune et la flore. Cependant, la présence d'une ou plusieurs substances toxiques dans le milieu constitue un facteur de risque pour les communautés biotiques. Ces substances toxiques ont également pu s'accumuler dans les sédiments. Selon Berryman et Nadeau (1998), des entreprises industrielles, susceptibles de contribuer à l'apport de substances toxiques dans l'eau de la rivière à cette époque, ont apporté des correctifs.



Note : La médiane, les 25^e et 75^e percentiles, ainsi que les valeurs minimale et maximale, sont représentées dans chaque boîte à moustache. Issus de MDDEFP (2014b).

Figure 2.1 Boîtes à moustaches représentant les valeurs des six variables physico-chimiques utilisées pour le calcul de l'IQBP et les valeurs IQBP pour le site localisé au sud-ouest de Saint-Ludger (0234006), pour la période allant de mai 2010 à octobre 2012

2.2.2 Intégrité biologique

L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC²; Lavoie *et al.* 2006), basé sur la composition des communautés de diatomées benthiques, a permis d'évaluer le niveau d'intégrité biologique de la rivière Chaudière, surtout son niveau trophique. Les résultats indiquaient qu'entre 2002 et 2006, le tronçon de l'aval de la ville de Lac-Mégantic (cote variant de 91 à 95) au site situé au sud-ouest de Saint-Ludger (02340006; cote variant de 77 à 87) était généralement en excellent état (Grenier, 2010). Les communautés de diatomées étant fortement influencées par les concentrations en nutriments, ces résultats soutiennent les données physico-chimiques récentes (2010 à 2012; IQBP) qui montrent que l'amont de la rivière Chaudière est oligotrophe. En 1994, l'indice biologique global (IBG³), basé sur les caractéristiques des communautés de macroinvertébrés benthiques suggérait également qu'à cette époque, la rivière Chaudière était en excellent état, en aval de la ville de Lac-Mégantic, et en bon état, près de Saint-Ludger (cote respective de 18 et 17; Pelletier et Saint-Onge, 1998).

² L'IDEC intègre les variations de la physico-chimie de l'eau des cinq semaines précédant l'échantillonnage, surtout le pH, la conductivité et les nutriments (phosphore et azote). L'IDEC varie de 0 à 100; ces valeurs sont groupées en cinq classes: très bon état (81-100), bon état (61-80), état moyen (41-60), mauvais état (21-40) et très mauvais état (0-20).

³ L'IBG repose, d'une part, sur le nombre total de taxons recensés (variété taxonomique) et, d'autre part, sur la présence ou l'absence de taxons choisis en fonction de leur sensibilité à la pollution (groupe faunistique indicateur). L'IBG varie de 1 à 20; ces valeurs sont groupées en six classes : excellente (18-20), bonne (15-17), moyenne (12-14), faible (8-11), très faible (4-7) et extrêmement faible (1-3).

Toutefois, cette même année, les communautés piscicoles montraient des signes évidents de perturbations à l'aval de Lac-Mégantic. Ces milieux étaient caractérisés par la présence d'espèces opportunistes tolérantes à la pollution, qui pouvaient développer un fort taux d'anomalies externes (déformation, érosion des nageoires, lésions ou tumeurs; DELT). De plus, selon l'indice d'intégrité biotique (IIB⁴), le secteur amont, compris entre le lac Mégantic et Saint-Ludger, avait une intégrité biotique variant de faible à moyenne (variation de cote de 36 à 45), avec la valeur la plus faible en aval de la municipalité de Lac-Mégantic (cote de 36) (Martel et Richard, 1998). Selon Martel et Richard (1998), les substances toxiques rejetées en aval de Lac-Mégantic expliquent possiblement l'état des communautés piscicoles dans ce secteur.

En somme, selon les données physico-chimiques et bactériologiques récentes, de même que les données portant sur les communautés de diatomées et de macroinvertébrés, l'écosystème aquatique du secteur amont de la rivière Chaudière, entre Lac-Mégantic et Saint-Ludger, était généralement sain avant le déversement de pétrole. Toutefois, l'analyse des substances toxiques et des communautés de poissons suggère qu'une pollution toxique pouvait déjà être présente en 1994 dans le secteur avant le déversement, dans l'eau et les sédiments.

2.3 SITES D'ÉCHANTILLONNAGE DES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

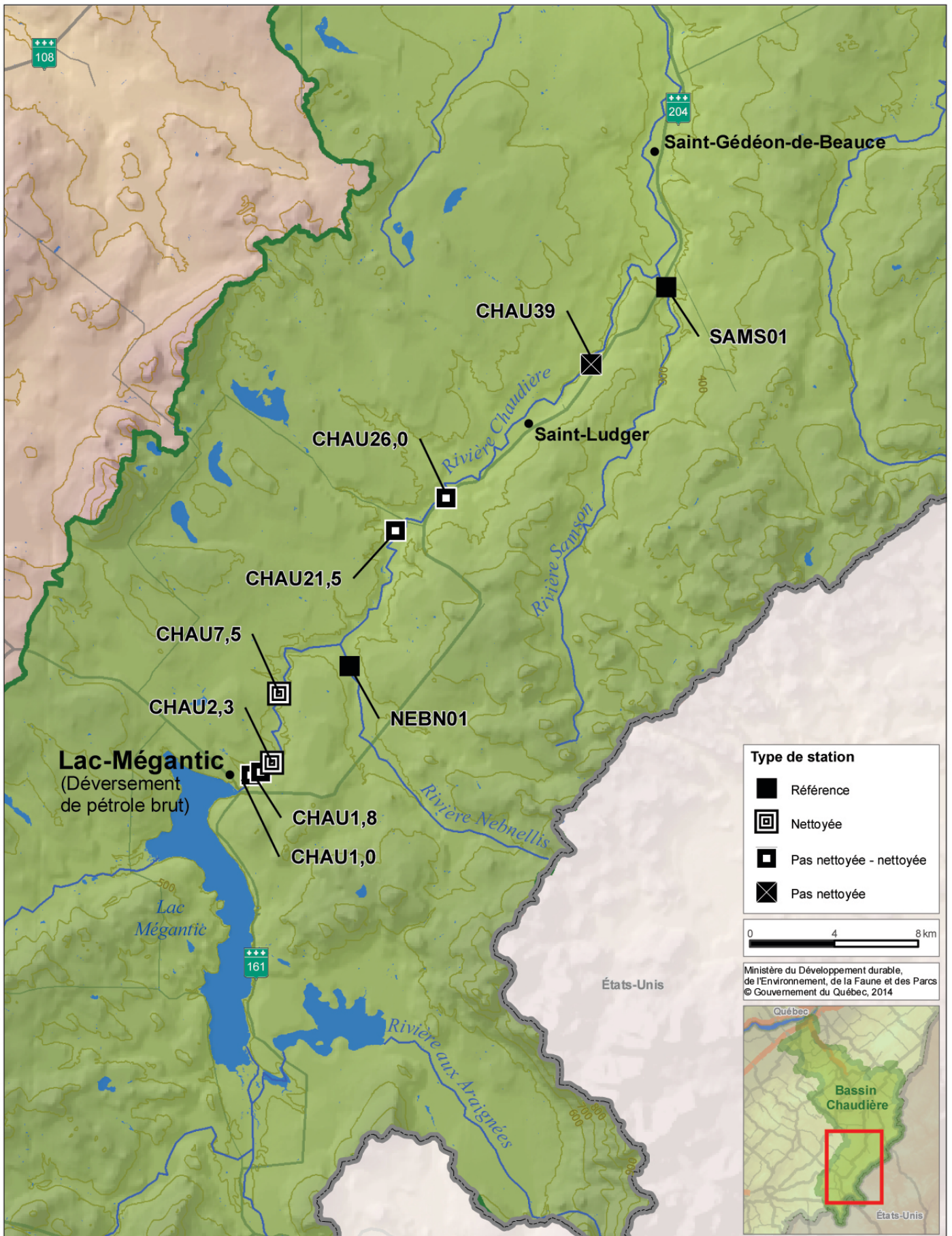
Sept sites d'échantillonnage ont été sélectionnés dans le tronçon amont de la rivière Chaudière, soit sur les 40 km qui lient la décharge du lac Mégantic, à la municipalité de Saint-Ludger (carte 2). Le choix des sites a été principalement dicté par la progression des travaux de nettoyage du lit et des berges de la rivière Chaudière (tableau 2.1). Pour la période de septembre 2013, cinq échantillons proviennent de sites n'ayant subi aucun nettoyage (CHAU1; 1,8; 21,5; 26; 39) et deux échantillons proviennent de sites nettoyés (CHAU2,3; 7,5). Pour la période d'octobre 2013, six des sept sites avaient été nettoyés avant l'échantillonnage (CHAU1; 1,8; 2,3; 7,5; 21,5; 26) et un seul ne l'avait pas été (CHAU39). Ainsi, quatre des sites n'avaient pas été nettoyés avant l'échantillonnage de septembre et avaient été nettoyés avant l'échantillonnage d'octobre (CHAU1; 1,8; 21,5; 26), deux sites étaient nettoyés lors des deux campagnes d'échantillonnage (CHAU2,3; 7,5) et un site n'avait jamais été nettoyé (CHAU39). Les valeurs jointes au préfixe CHAU représentent les points kilométriques indiquant la distance linéaire à partir de son point d'origine, soit le barrage de Lac-Mégantic.

⁴ L'IIB combine sept variables explorant différents aspects de la structure des communautés de poissons. Trois variables concernent la composition et l'abondance, trois concernent l'organisation trophique et une concerne la condition des poissons. L'IIB varie de 12 à 60; ces valeurs sont groupées en 5 classes : excellente (57-60), bonne (48-54), moyenne (39-45), faible (27-36) et très faible (12-24).

Tableau 2.1 Sites d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

Rivière	Station	BQMA	Septembre 2013	Octobre 2013
Chaudière	CHAU1	02340237	Aucun nettoyage	Nettoyé
Chaudière	CHAU1,8	02340238	Aucun nettoyage	Nettoyé
Chaudière	CHAU2,3	02340239	Nettoyé	Nettoyé
Chaudière	CHAU7,5	02340240	Nettoyé	Nettoyé
Chaudière	CHAU21,5	02340241	Aucun nettoyage	Nettoyé
Chaudière	CHAU26	02340242	Aucun nettoyage	Nettoyé
Chaudière	CHAU39	02340243	Aucun nettoyage	Aucun nettoyage
Nebnellis	NEBN1	02340244	Référence	Référence
Samson	SAMS1	02340245	Référence	Référence

Deux sites ont été localisés près de l'embouchure des rivières Nebnellis et Samson, afin de permettre la récolte d'échantillons de macroinvertébrés benthiques en provenance de milieux non impactés par le pétrole et les travaux de nettoyage. Ces sites représentent ainsi des sites témoins (de référence) pour la rivière Chaudière, car ils sont localisés à l'embouchure de cours d'eau non altérés par le déversement de pétrole et les perturbations associées (carte 2). Une description détaillée des sites d'échantillonnage est disponible à l'annexe A.



Carte 2 Localisation des sites d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques sur la rivière Chaudière et sur les rivières de référence

2.4 ÉCHANTILLONNAGE, TRAITEMENT ET IDENTIFICATION DES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Les neuf sites ont été échantillonnés à deux reprises, soit une première campagne du 19 au 26 septembre et une seconde du 15 au 17 octobre. Au total, 18 échantillons de macroinvertébrés ont été prélevés (carte 2; tableau 2.1).

L'échantillonnage et l'identification des macroinvertébrés benthiques ont été réalisés par le Comité de bassin de la rivière Chaudière (COBARIC) selon la méthode décrite dans le *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier* (Moisan et Pelletier, 2008). L'échantillonnage des macroinvertébrés a été réalisé dans les seuils et les plats courants, selon la méthode monohabitat (single habitat). Les macroinvertébrés ont été délogés manuellement, ou avec les pieds lorsque le niveau d'eau était trop élevé, sur une surface de 50 cm par 30 cm, pendant 30 secondes et récupérés à l'aide d'un filet de type troubleau ou D-net (maille de 600 µm). Pour chaque site, vingt coups de filet ont été donnés, dans les seuils et les plats courants, sur un tronçon de 100 mètres, afin d'obtenir un échantillon composite d'une surface d'environ 3 m². L'échantillon composite a été conservé dans l'alcool éthylique à 70 % de volume (Moisan et Pelletier, 2008).

Les 18 échantillons ont été rincés préalablement sur des tamis (plus petite maille de 600 µm), puis déposés dans un plateau de fractionnement de type « Caton » d'une superficie de 30 cm par 36 cm, séparée en 30 carreaux (Moisan et Pelletier, 2008). La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un compte-fixe de 200. Des carreaux ont été choisis de façon aléatoire, jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes, qui ont ensuite été triés et identifiés avec un stéréomicroscope. La plupart des identifications (surtout les insectes) ont été réalisées majoritairement au niveau taxonomique de la famille, soit celui présenté dans le *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec - Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds* (Moisan, 2010). Une validation de 10% des échantillons a été effectuée au laboratoire de biologie de la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE) du MDDEFP. La structure des communautés de macroinvertébrés est exprimée en abondance relative pour les analyses multivariées.

2.5 ANALYSE DES DONNÉES

2.5.1 Évaluation du niveau d'intégrité biologique : l'indice de santé du benthos (ISB)

Les indices d'intégrité biotique, dont ceux basés sur les communautés de macroinvertébrés benthiques (benthos), servent à évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (MDDEFP, 2012a et b). Au Québec, deux indices de santé du benthos (ISB), ont récemment été élaborés pour évaluer le niveau d'intégrité biologique (1) des cours d'eau peu profonds à substrat

grossier (ISB_g; MDDEFP, 2012a) et (2) à substrat meuble et (ISB_m) (MDDEFP, 2012b). Ces ISB sont utilisés par le MDDEFP pour effectuer le suivi de l'intégrité biotique, basé sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. L'ISB_g a été utilisé dans cette étude, car la portion amont de la rivière Chaudière, soit la haute Chaudière, est caractérisée par une vitesse du courant modérée et un substrat principalement composé de galet et de blocs (Martel et Richard, 1998).

L'ISB_g développé par le MDDEFP, est un indice biotique multimétrique inspiré de celui de l'état de la Virginie occidentale (West Virginia) aux États-Unis. (Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003). Les métriques (variables) représentent des caractéristiques du biote qui changent de façon prévisible avec l'augmentation des perturbations. L'ISB_g est composé à partir de six métriques, soit : le nombre total de taxons (NTTOT), le nombre de taxons Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (NBTEPT), le pourcentage d'Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera sans Hydropsychidae (PEPTH), le pourcentage de Chironomidae (PC), le pourcentage des deux taxons dominants (PDT2) et l'indice Hilsenhoff (HBI) (MDDEFP, 2012a). Ces métriques sont couramment utilisées dans des programmes de surveillance biologique (Ex. : Barbour *et al.*, 1999; Gerritsen *et al.*, 2000; Waite *et al.*, 2000; Klemm *et al.*, 2002; Mandaville, 2002; Burton et Gerritsen, 2003; Fore, 2003). Cinq classes d'intégrité ont été établies, variant de très mauvaise à très bonne. Le niveau d'identification taxonomique utilisé pour l'ISB_g est majoritairement le genre. Pour plus de détails sur l'ISB_g, consulter MDDEFP (2012a).

Deux variantes de l'ISB_g sont également proposées pour les cours d'eau à substrat grossier. Ces variantes de l'indice de base ISB_g diffèrent en raison du niveau taxonomique d'identification des macroinvertébrés benthiques, mais sont composées des six mêmes métriques. La variante «famille» est proposée pour le niveau d'identification qui est majoritairement lié à la famille (ISB_{g-f}) et la variante «volontaire» de l'indice (ISB_{vol}) est adaptée pour la surveillance volontaire, soit le niveau 1 d'identification taxonomique présenté dans Moisan (2010), qui est principalement basé à la famille. Lorsque cette variante «volontaire» de l'indice de santé du benthos est utilisée dans le cadre du programme Survol benthos, qui comporte une formation et une certification, l'indice «volontaire» porte l'appellation ISB_{Survol}. L'ISB_{Survol} a été utilisé dans cette étude, car le COBARIC détient cette certification (MDDEFP, 2013a).

L'indice biotique Hilsenhoff, inclus dans l'ISB_{Survol}, a été calculé à partir du niveau taxonomique de la famille (FBI_v), pour chaque échantillon, à partir de l'abondance des taxons et de leur niveau de tolérance à la pollution (Hilsenhoff, 1987; MDDEFP, 2013a). Les valeurs de tolérance à la pollution des taxons, identifiés à la famille, sont issues majoritairement des travaux de Hilsenhoff (1988) et complétées, au besoin, par ceux de Bode *et al.*, (1996) et Bode *et al.*, (2002) (annexe B). Elles varient d'une cote (valeur) de 0 à 10. Les taxons sensibles ont des cotes < 4, les taxons moyennement tolérants ont des cotes variant de 4 à 6, inclusivement, et les taxons tolérants ont des cotes > 6.

L'ISB_{Survol} calculé, pour un site donné, représente la moyenne des six métriques sélectionnées, qui ont préalablement été standardisées sur une échelle commune de 0 à 100, « 0 » étant la plus faible intégrité et « 100 » la plus forte. Trois classes d'intégrité ont été établies : mauvaise (0-45), précaire (46-74) et bonne (75-100). Le seuil de bonne qualité est à atteindre. La standardisation des valeurs implique que toutes les métriques (variables) ont une bonne qualité lorsqu'elles ont une valeur se situant entre 75 et 100 (tableau 2.2). Sans cette standardisation, les réponses prédites de ces métriques, selon l'augmentation des perturbations, diminueront ou augmenteront. Le nombre total de taxons (NTTOT), le nombre de taxons EPT et le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae (PEPTH) diminuent avec l'augmentation des perturbations, alors que le pourcentage de Chironomidae (PC), le pourcentage des deux taxons dominants (PDT2) et l'indice Hilsenhoff (FBI_v) augmentent avec les perturbations (tableau 2.2). Pour plus de détails sur l'ISB_{Survol}, consulter MDDEF (2013a).

Tableau 2.2 Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB_{Survol}), niveau volontaire

Métrique (variable ou indice; X)	Réponse prédite selon l'augmentation des perturbations	Valeur de référence	Formule de standardisation
Nombre total de taxons	↓	22	$(X \div 22) \times 100$
Nombre de taxons EPT	↓	13	$(X \div 13) \times 100$
% d'EPT sans Hydropsychidae	↓	72,6	$(X \div 72,6) \times 100$
% de Chironomidae	↑	4,1	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] \times 100$
% des deux taxons dominants	↑	32,7	$[(100 - X) \div (100 - 32,7)] \times 100$
FBI _v	↑	3,03	$[(10 - X) \div (10 - 3,03)] \times 100$

N. B. Bien que certaines valeurs de ces variables (non standardisées), à une station donnée, puissent être supérieures à la valeur de référence, le résultat du calcul de standardisation se voit attribuer une valeur maximale de 100.

L'ISB n'a pas été développé spécifiquement pour étudier l'impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Toutefois, ce dernier est un outil fiable en raison de la sensibilité générale des macroinvertébrés benthiques aux perturbations chimiques et physiques de leur habitat.

2.5.2 Stratégie d'analyse

Dans un premier temps, l'objectif poursuivi par cette étude est d'évaluer si le déversement de pétrole, et les perturbations associées, ont eu un impact sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques de la section amont de la rivière Chaudière.

Les perturbations associées sont les suivantes: les travaux de nettoyage du lit et des berges de la rivière, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic (durant une période de 10 jours suivant le déversement de pétrole) et les variations des débits en aval du barrage de Lac-Mégantic.

Dans un deuxième temps, l'objectif poursuivi est de tenter de déterminer quels facteurs de perturbations ont eu un impact sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques. Parmi ces facteurs, le nettoyage de la rivière est le seul facteur de perturbations pouvant être partiellement isolé des autres facteurs; il est donc possible d'évaluer son effet propre sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques. En effet, le déversement de pétrole, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic, ainsi que les variations des débits en aval du barrage de Lac-Mégantic, sont survenus avant et pendant les campagnes d'échantillonnage des macroinvertébrés. L'effet du nettoyage peut, pour sa part, être évalué directement, en comparant les communautés de macroinvertébrés avant et après le nettoyage à un même site, puis indirectement, en évaluant l'effet de la période d'échantillonnage et en évaluant l'effet de l'ensemble des perturbations, excluant le nettoyage de la rivière.

La stratégie d'analyse a permis d'évaluer l'impact du déversement de pétrole et des perturbations associées, puis l'effet du nettoyage de la rivière, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de la section amont de la rivière Chaudière.

2.5.2.1 Effet du déversement de pétrole et des perturbations associées

L'effet du déversement de pétrole et des perturbations associées ont été évalués de deux façons:

- en comparant les niveaux d'intégrité biologique, ainsi que la structure des communautés de macroinvertébrés, entre les sites en amont de la rivière Chaudière et les sites de référence. Cette comparaison permet d'évaluer si les perturbations ont eu un effet significatif et important sur les communautés de macroinvertébrés benthiques;
- en déterminant si le niveau d'intégrité biologique augmente de l'amont vers l'aval, soit en s'éloignant des sources de perturbations, dans les 40 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière.

Hypothèse de travail : le déversement de pétrole, ainsi que les perturbations associées, ont un impact si :

- les valeurs d'ISB_{Survob}, ou une autre des six métriques qui composent l'ISB_{Survob}, et la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques (abondance relative de tous les taxons) diffèrent significativement entre les conditions de référence (rivières Nebnellis et Samson) et les sites échantillonnés sur la rivière Chaudière;

- les valeurs d'ISB_{Survot}, ou une autre des six métriques qui composent l'ISB_{Survot}, augmentent de façon importante de l'amont vers l'aval de la rivière Chaudière (de l'exutoire du lac Mégantic au 40^e km).

Ces hypothèses sont plausibles, car les données historiques de macroinvertébrés benthiques suggéraient que l'intégrité biologique de cette section de la rivière variait d'excellente, en aval de Lac-Mégantic, à bonne, près de Saint-Ludger en 1994 (voir section 2.2.1). Ainsi, les valeurs d'ISB_{Survot} et la structure des communautés de macroinvertébrés devraient être similaires à celles des communautés de référence, si le déversement de pétrole, et les autres perturbations associées, n'avaient pas eu lieu et devraient être similaires, de l'amont vers l'aval de la rivière, dans les 40 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière.

L'effet du déversement de pétrole et des perturbations associées, excluant le nettoyage de la rivière, a été évalué de la même façon et est basé sur les mêmes hypothèses de travail que la précédente analyse. Toutefois, uniquement les échantillons des sites localisés sur la rivière Chaudière qui n'avaient pas été nettoyés (CHAU1; 1,8; 21,5; 26 en septembre et CHAU39 en septembre et en octobre) ont été utilisés. L'exclusion de l'effet du nettoyage a permis d'évaluer si le déversement de pétrole, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de Lac-Mégantic et les variations de débits en aval du barrage de Lac-Mégantic ont eu un impact significatif et important sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Cette analyse permet, de plus, d'évaluer indirectement l'effet du nettoyage de la rivière.

2.5.2.2 Effet du nettoyage de la rivière et de la période d'échantillonnage

L'effet du nettoyage de la rivière a été évalué en comparant les niveaux d'intégrité biologique et la structure des communautés de macroinvertébrés, avant et après le nettoyage de la rivière. Cette comparaison permet d'évaluer si les travaux de nettoyage ont un effet positif ou négatif sur les communautés de macroinvertébrés. Quatre sites n'avaient pas été nettoyés en septembre, alors qu'ils l'avaient été en octobre (CHAU1; 1,8; 21,5 et 26).

Hypothèse de travail : le nettoyage de la rivière Chaudière a un impact si :

- les valeurs d'ISB_{Survot}, ou une autre des six variables qui composent l'ISB_{Survot}, et la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques (abondance relative de tous les taxons) diffèrent significativement entre les échantillons prélevés avant et après le nettoyage de la rivière.

L'analyse de l'effet de la période d'échantillonnage permet d'évaluer si une modification du niveau d'intégrité biologique est survenue, pour un même site, entre les deux périodes d'échantillonnage. Si les analyses montrent qu'il y a une différence significative entre les deux périodes d'échantillonnage, cela pourrait indiquer qu'une ou des sources de perturbations, autres que le nettoyage de la rivière, peuvent être présentes, excluant le nettoyage de la rivière.

L'effet de la période d'échantillonnage a été évalué en comparant les niveaux d'intégrité biologique, ainsi que la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques, en septembre et en octobre, pour tous les sites, incluant les sites de référence.

Hypothèse de travail : la période d'échantillonnage a un impact si :

- les valeurs d'ISB_{Surv}, ou une autre des six variables qui composent l'ISB_{Surv}, et la structure des communautés de macroinvertébrés benthique (abondance relative de tous les taxons) diffèrent significativement entre les sites échantillonnés en septembre et en octobre.

2.5.3 Analyses statistiques

Des analyses statistiques ont été utilisées pour comparer :

- les échantillons prélevés dans les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière et dans les sites de référence;
- les échantillons prélevés avant et après le nettoyage de la rivière;
- les échantillons prélevés en septembre et en octobre;
- les échantillons en fonction de la distance du barrage de Lac-Mégantic.

Des analyses statistiques non paramétriques ont été utilisées en raison du faible nombre d'échantillons disponibles et du non-respect des conditions de normalité des distributions (Scherrer, 1984). Le nombre peu élevé de sites d'échantillonnage, dans la présente étude, a conduit à la considération d'une valeur de $p \leq 0,05$ comme étant une différence significative entre deux groupes d'échantillons, pour l'ensemble des analyses. Un impact a été jugé important lorsqu'il y avait une diminution d'une classe d'ISB_{Surv}.

Test de Wilcoxon-Mann-Whitney

Le test de Wilcoxon-Mann-Whitney (*U-Mann-Whitney*) est utilisé pour comparer une valeur quantitative de deux échantillons indépendants. Ce test est analogue au Test paramétrique de Student (Test de T). Dans cette étude, les valeurs d'ISB_{Surv}, ainsi que les valeurs des métriques, des échantillons des sites de référence et ceux des sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière ont été comparées.

Ce test cherche à vérifier si les éléments de deux groupes, classés par ordre croissant sur une même échelle ordinale, occupent des positions (rangs) équivalentes, révélant ainsi la similitude des deux distributions. En résumé, ce test, fondé sur la variable U de Mann-Whitney, consiste à classer les éléments des deux échantillons par ordre croissant, puis à calculer U_1 et U_2 qui correspondent au nombre de fois qu'un élément du deuxième groupe précède un élément du premier et réciproquement. Si des éléments des échantillons ont la même valeur, ils occupent le même rang. Pour plus de détails sur ce test, veuillez consulter Scherrer (1984).

Test de Wilcoxon pour échantillons appariés

Le test de Wilcoxon pour échantillons appariés (*signed-rank*) est utilisé pour comparer une valeur quantitative continue pour deux échantillons reliés, donc dépendants. Ce test est analogue au Test paramétrique de Student apparié (Test de T apparié). Dans cette étude, les valeurs d'ISB_{Survol}, ainsi que les valeurs des métriques, d'un même site échantillonné avant et après nettoyage, ainsi que d'un même site échantillonné en septembre et en octobre, ont été comparées.

Ce test compare les différences de chaque paire de données, puis en excluant les différences nulles, les valeurs absolues des différences sont classées en ordre croissant pour leur assigner un rang. Une valeur positive et négative est attribuée à chaque rang, puis la somme des rangs positifs et négatifs est effectuée, puis comparée. Pour plus de détails sur ce test, veuillez consulter Scherrer (1984).

Test de permutation multiréponse

Le test de permutation multiréponse (*Multiresponse permutation procedure*; PPMR) est utilisé pour comparer les valeurs de plusieurs variables quantitatives de deux ou plusieurs groupes d'échantillons prédéterminés. Dans cette étude, les structures des communautés de macroinvertébrés benthiques (composition de tous les taxons exprimée en abondance relative), des sites de référence et des sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière, ont été comparées. Les structures des communautés de macroinvertébrés d'un même site échantillonné avant et après nettoyage, ainsi que d'un même site échantillonné en septembre et en octobre, ont également été comparées.

La PPMR évalue, à partir d'une mesure de distance, la capacité d'une classification à maximiser la similarité à l'intérieur d'un groupe et à minimiser la similarité entre les groupes, en calculant la statistique d'agrément à l'intérieur d'un groupe (*A within-group agreement statistic*) (Mielke et Berry, 1982). Ainsi, la statistique donne une description de l'homogénéité à l'intérieur d'un groupe, par rapport à ce qui peut être attendu par le hasard. La valeur de A varie entre 0 (pas de similarité entre les membres du groupe) à 1 (tous les membres du groupe sont identiques) et la valeur de p détermine si les groupes sont significativement différents. La distance de Bray-Curtis (coefficient de Sorensen) a été utilisée comme mesure de distance, car elle est moins influencée par les valeurs extrêmes que la distance Euclidienne, donc plus appropriée en écologie. Pour plus de détails sur ce test, veuillez consulter McCune et Mefford (1999).

Coefficient de corrélation de Spearman

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman « r_s » indique le degré de liaison qui existe entre le classement en rang des valeurs d'une variable quantitative (x) par rapport à celles d'une autre variable quantitative (y). Ce test est analogue au coefficient paramétrique de Pearson (r). Dans cette étude, la distance kilométrique d'un site à partir du barrage de Lac-Mégantic (km) est comparée à la valeur d'ISB_{Survol}, ainsi qu'aux valeurs des métriques qui le composent.

Selon le coefficient de corrélation de Spearman, si $r_s = 1$, les classements selon x et y s'avèrent exactement identiques. Si $r_s = -1$, les classements sont exactement inverses. Si $r_s = 0$, les deux variables sont indépendantes. Dans cette étude, une corrélation de Spearman a été jugée importante si $r_s \geq 0,5$. Pour plus de détails sur cette analyse, veuillez consulter Scherrer (1984).

2.5.4 Comparaison du niveau d'intégrité biologique avec les sources de dégradation

Les valeurs d'ISB_{Survol} obtenues aux sept sites d'échantillonnage, localisés dans la section amont de la rivière Chaudière, ont été comparées aux données de qualité de l'eau et des sédiments, de même qu'aux données de débits disponibles pouvant expliquer les différents niveaux d'intégrité biologique déterminés par L'ISB_{Survol}. Cette analyse permet ultimement de tenter de départager l'effet des différents facteurs de perturbations sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, soit : le pétrole, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic (durant dix jours suivant le déversement de pétrole) et les variations des débits en aval du barrage de Lac-Mégantic.

2.5.4.1 Qualité de l'eau à la suite du déversement de pétrole

Deux sources principales de données permettent de dresser un portrait ponctuel de la contamination de l'eau sur les 93 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière.

Golder Associés Ltée (2014)

Un total de 201 échantillons d'eau de surface, incluant 16 duplicata, ont été prélevés dans le lac Mégantic (68 échantillons) et la rivière Chaudière (133 échantillons) par la firme Golder Associés. Les échantillons d'eau de surface ont été prélevés à six sites à partir de l'amont de la rivière Chaudière, soit aux kilomètres 1, 9, 31, 34, 54 et 93. Deux campagnes d'échantillonnage ont eu lieu, soit : du 18 juillet au 31 juillet et du 3 août au 29 août. La fréquence d'échantillonnage était tous les deux jours durant la période du 18 au 31 juillet 2013 et tous les trois jours pour la période du 3 au 29 août 2013. Les paramètres suivants ont été analysés :

- paramètres limnologiques : pH, conductivité, oxygène dissous, température;
- paramètres chimiques : composés organiques volatils (COV), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), hydrocarbures pétroliers (HP; C₁₀-C₅₀ et fractions F1 à F4), métaux dissous et totaux, phénols;
- paramètres physico-chimiques et autres paramètres inorganiques : dureté, azote ammoniacal, matières en suspension, nitrites et nitrates, phosphore, azote total kjeldahl, carbone organique total.

Les résultats d'analyse des paramètres chimiques ont été décrits dans l'étude de Golder Associés, seulement en fonction des paramètres d'intérêt liés au déversement de pétrole et présentant le plus souvent des concentrations supérieures à la limite de détection, soit le naphtalène (HAP), les hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀ et les fractions F2 à F4), le phénol et le dichlorométhane (COV). Les résultats de ces groupes de paramètres chimiques ont été décrits sommairement dans cette étude, de même que les résultats des paramètres physico-chimiques, car ils peuvent avoir une incidence sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA; MDDEFP, 2014b)

Les données prélevées au début des mois d'avril jusqu'à novembre 2013 (une mesure), dans le cadre du suivi de la qualité du milieu aquatique du MDDEFP (BQMA), au site 0234006 (à environ neuf kilomètres en aval de Saint-Ludger) ont été analysées afin de compléter les données physico-chimiques prélevées en juillet et en août 2013 par Golder Associés.

Les paramètres suivants ont été analysés : coliformes fécaux, chlorophylle *a*, carbone organique dissous, conductivité spécifique, azote ammoniacal, nitrates et nitrites, azote total, pH, phéophytine *a*, phosphore total persulphate, solides en suspension, température et turbidité.

Une valeur d'IQBP₆ a été calculée à partir des paramètres suivants : coliformes fécaux, chlorophylle *a*, azote ammoniacal, nitrates et nitrites, phosphore total persulphate et solides en suspension (IQBP₆ ; MDDEFP, 2014b).

Comparaison de la qualité de l'eau avec les valeurs d'ISB_{Survot}

Un portrait global des résultats des analyses de la qualité de l'eau, réalisées par Golder Associés et le MDDEFP, a été effectué et mis sommairement en relation avec les valeurs d'ISB_{Survot} des échantillons de macroinvertébrés benthiques prélevés au mois de septembre et octobre dans la rivière Chaudière. Une relation directe n'a pu être établie, car les échantillons n'ont pas été prélevés exactement aux mêmes points kilométriques sur la rivière Chaudière et non plus durant la même période. Toutefois, ces données permettent d'évaluer globalement si la qualité de l'eau a possiblement une incidence sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques.

2.5.4.2 Qualité des sédiments à la suite du déversement de pétrole

Deux sources principales de données permettent de dresser un portrait exhaustif de la contamination des sédiments sur les 85 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière. Ces données correspondent également aux périodes d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques.

Golder Associés Ltée (2014)

Un total de 96 échantillons de sédiments ont été prélevés dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière par la firme Golder Associés. Les sédiments ont été prélevés sur environ 85 km à partir de l'amont de la rivière Chaudière, dans les zones de sédimentation (échantillons de surface).

Trois campagnes d'échantillonnage ont eu lieu, soit : du 21 au 25 juillet (5 échantillons), du 1^{er} au 4 août (15 échantillons), ainsi que du 19 au 27 septembre et du 16 au 19 octobre (76 échantillons). Ces campagnes comprenaient un vaste programme d'échantillonnage des sédiments et de caractérisation qualitative de la qualité des sédiments par une inspection visuelle. Le carbone organique total et l'humidité, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ (C₁₀-C₅₀), les fractions d'hydrocarbures pétroliers F1-F4 (F1-F4) (campagnes de juillet et août seulement) et les composés organiques volatils (COV) : benzène, toluène, éthylbenzène et xylène (BTEX) (campagnes de juillet et août seulement) ont été analysés. Les résultats ont été présentés en fonction des paramètres révélant le plus souvent des concentrations supérieures à la limite de détection, soit sept HAP, 4 HP et un COV. Seuls les résultats de ces groupes de paramètres ont été décrits dans cette étude.

MissionHGE inc. (2014)

La firme MissionHGE a prélevé 752 échantillons de sédiments dans la rivière Chaudière, dont 296 échantillons de sable et gravier et 456 échantillons de galets. Les sédiments ont été prélevés sur 83 segments de rive (gauche ou droite) répartis sur 46 segments de rivière, localisés dans les 58 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière, avant et/ou après le nettoyage de la rivière, tant dans la portion exondée qu'inondée. Trois campagnes d'échantillonnage ont eu lieu, soit : du 23 août au 16 octobre, du 16 au 24 octobre et du 24 octobre au 1^{er} novembre. Tous les échantillons ont d'abord été soumis à des analyses pour les HP C₁₀-C₅₀.

Après l'obtention des résultats pour ce paramètre, seul l'échantillon de sédiments le plus contaminé d'un segment et dépassant le CVAA⁵ en HP C₁₀-C₅₀ après traitement a été analysé pour les paramètres suivants : HAP et/ou COV et/ou métaux (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). Seuls les résultats des analyses pour les HP C₁₀-C₅₀ ont été décrits dans cette étude.

Comparaison de la qualité des sédiments avec les valeurs d'ISB_{Surv}

Tel que mentionné par Golder Associés Ltée (2014), il est difficile d'établir une relation entre les concentrations en HAP et en HP C₁₀-C₅₀ dans les sédiments, et la distance du lieu du déversement. Le type de substrat et l'hydrologie locale ont joué des rôles importants dans la dynamique des déplacements des contaminants et leur adsorption aux sédiments. Les concentrations en hydrocarbures sont davantage liées aux zones de déposition ou de ralentissement (Ex. : rive concave d'un méandre, élargissement de la rivière, présence d'île, etc.). Il s'avère complexe d'établir un lien direct entre les communautés de macroinvertébrés et les concentrations en contaminants mesurées dans les études sédimentaires, car même si les échantillons ont été prélevés dans les mêmes tronçons, les concentrations peuvent varier de façon importante à l'intérieur de ceux-ci et ne pas correspondre au lieu d'échantillonnage des macroinvertébrés.

⁵ CVAA : Critère de protection de la vie aquatique (MDDEFP, 2013b) pour les HP C₁₀-C₅₀ : valeur de référence produisant des effets aigus (832 mg/kg).

Finalement, les concentrations mesurées dans les sédiments ne reflètent pas les quantités biodisponibles pour les macroinvertébrés et l'effet synergique que peuvent avoir plusieurs contaminants sur ceux-ci, même s'ils sont présents en faibles quantités, ne peut être considéré. Par conséquent, un portrait global de la contamination des sédiments, tant en zones d'accumulation (Golder Associés Ltée, 2014) que dans les trois types de dépôts (MissionHGE inc., 2014), a été effectué et comparé sommairement aux valeurs d'ISB_{Surv} obtenues en fonction de la distance du barrage de Lac-Mégantic. Ce portrait a permis d'évaluer si la qualité des sédiments a possiblement une incidence sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques.

2.5.4.3 Débits à la station hydrométrique localisée en aval du barrage de Lac-Mégantic à la suite du déversement de pétrole

En l'absence de données de débits disponibles pour chaque site, au moment de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques, les données des débits historiques répertoriées en aval du barrage de Lac-Mégantic par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ, 2014; site 23427) ont été utilisées. À cet effet, les moyennes journalières et les données instantanées en continu ont été prélevées et analysées pour la période s'échelonnant du 1^{er} juillet au 1^{er} novembre, pour l'année 2013 et les trois années précédentes (2010 à 2012) afin de:

- définir le régime hydrologique de la rivière Chaudière, à la suite du déversement de pétrole et durant les travaux de nettoyage de la rivière, et le comparer les débits de cette période en 2013 avec les débits des années précédentes. Cette analyse a permis de déterminer si ce régime diffère des conditions normales de débits durant cette période de l'année, dans la portion amont de la rivière Chaudière;
- évaluer sommairement si le régime hydrologique, durant cette période en 2013, a pu affecter les communautés de macroinvertébrés benthiques.

3 RÉSULTATS

3.1 IMPACT DU DÉVERSEMENT DE PÉTROLE SUR LE NIVEAU D'INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE

Les valeurs de l'ISB_{Surv}ol des six métriques qui le composent, ainsi que celles des autres variables des communautés de macroinvertébrés, sont présentées aux annexes C et D.

3.1.1 Effet du déversement de pétrole et des perturbations associées

Les valeurs d'ISB_{Surv}ol montrent que l'intégrité biologique de l'ensemble des sites échantillonnés en septembre et en octobre, en amont de la rivière Chaudière, est précaire (valeur médiane d'ISB_{Surv}ol de 59,1), à l'exception du site localisé à un kilomètre en aval du barrage de Lac-Mégantic, qui a une mauvaise intégrité en octobre (valeur d'ISB_{Surv}ol de 45,4), et du site le plus éloigné du barrage (39 km), qui a une bonne intégrité en septembre (valeur d'ISB_{Surv}ol de 77,5). Les sites de référence (Nebnellis et Samson) ont une bonne intégrité biologique en septembre et en octobre (valeur d'ISB_{Surv}ol variant de 78,1 à 93,9; figures 3.1 et 3.2; carte 3). Si l'on considère la valeur moyenne d'ISB_{Surv}ol pour les deux campagnes d'échantillonnage, tous les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière ont une intégrité biologique précaire à la suite des perturbations reliées au déversement de pétrole, alors que les sites de référence (Nebnellis et Samson) ont une bonne intégrité.

De plus, les communautés de macroinvertébrés des sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière diffèrent significativement de celles des sites de référence. En effet, les valeurs d'ISB_{Surv}ol (niveau d'intégrité biologique), le nombre total de taxons (NTTOT), le nombre de taxons Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera (NBTEPT) et le pourcentage de taxons Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera, excluant les taxons Hydropsychidae (PEPTH), sont significativement plus faibles et l'indice de pollution organique Hilsenhoff (FBI_v) est significativement plus élevé dans les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière, que dans les sites de référence (figure 3.2; Wilcoxon-Mann-Whitney : $p < 0,05$; tableau 3.1). De plus, l'ensemble de la structure des communautés de macroinvertébrés (abondance relative de tous les taxons) des sites de la section amont de la rivière Chaudière diffère significativement de celle des sites de référence (PPMR : $p < 0,05$).

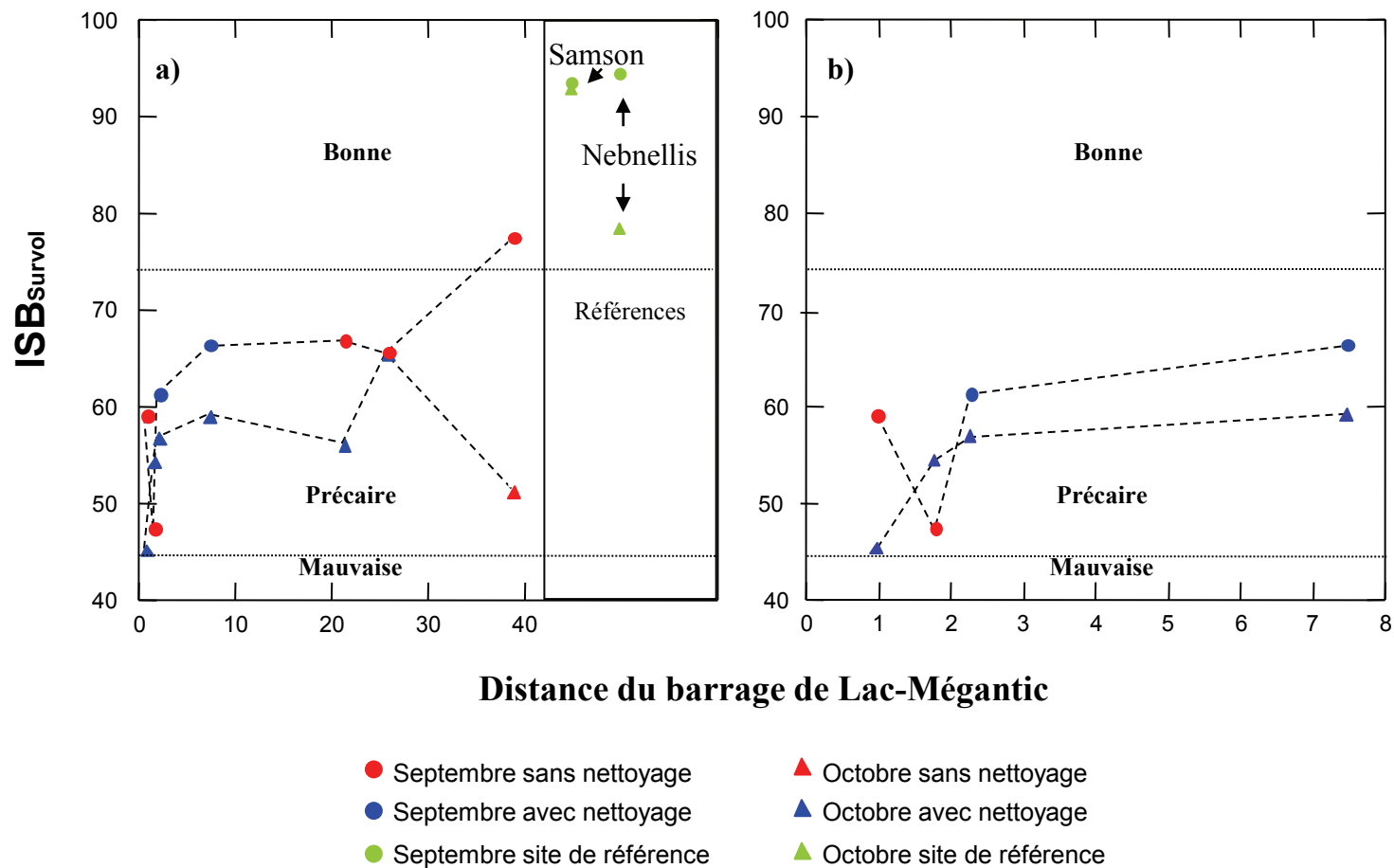
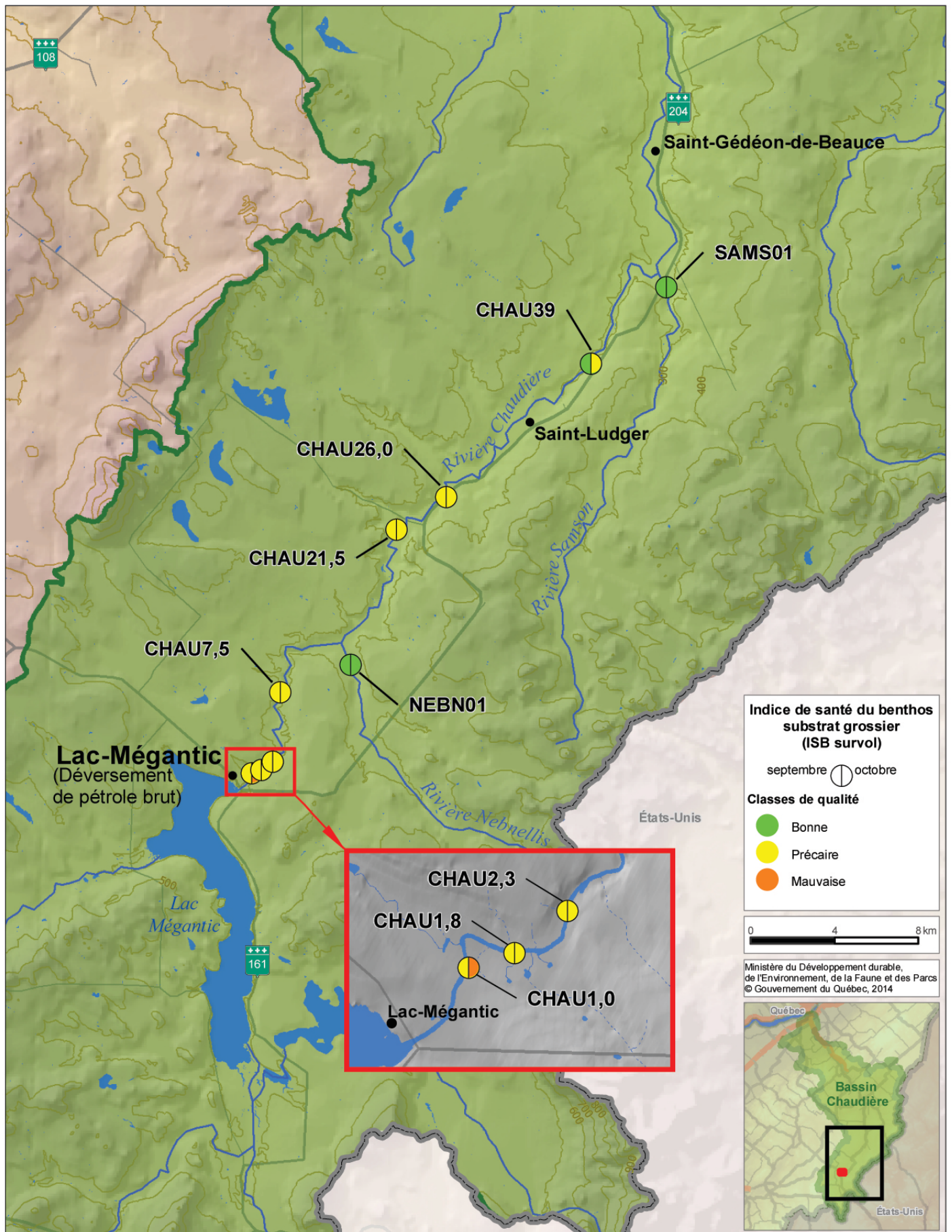


Figure 3.1 Valeurs d'ISB_{Survol} en fonction de la distance du barrage de Lac-Mégantic, de la saison et du nettoyage ou non du tronçon de cours d'eau échantillonné pour a) l'ensemble de la zone à l'étude et pour b) les huit premiers kilomètres de la rivière Chaudière



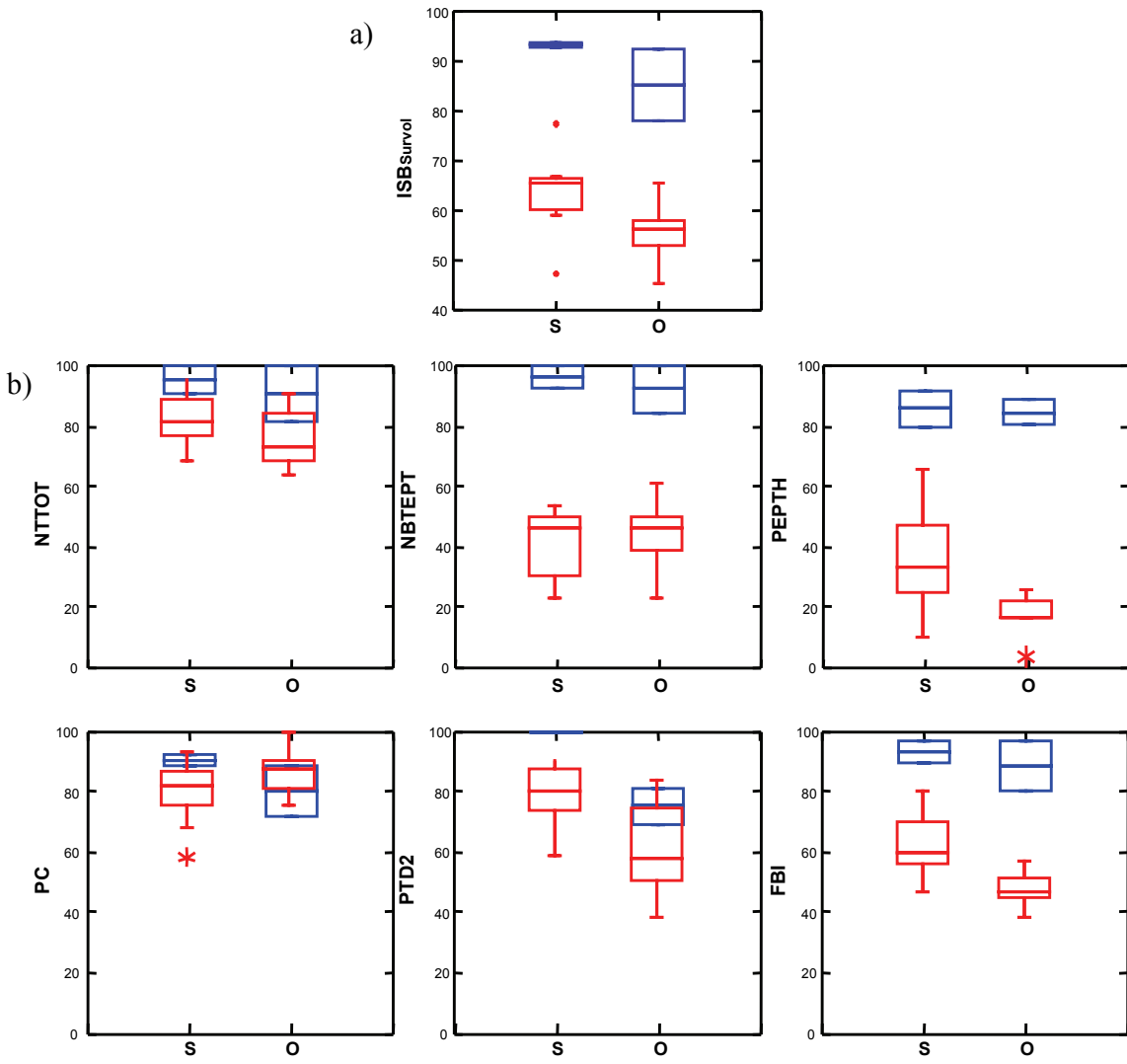
Carte 3 Classe d'intégrité biologique des sites échantillonnés en septembre et en octobre 2013 dans la section amont de la rivière Chaudière

De plus, toutes les autres variables des communautés calculées, bien qu'elles ne participent pas au calcul de l'ISB_{Survot}, diffèrent significativement entre les sites de référence et les sites échantillonnés sur la rivière Chaudière (Wilcoxon-Mann-Whitney : $p < 0,05$; tableau 3.1). Le pourcentage d'Ephemeroptera (PE), le pourcentage de Plecoptera (PP), le pourcentage de Trichoptera (PT), le ratio EPT sur Chironomidae (EPTC), le pourcentage d'insectes (PINSECT) et le pourcentage de taxons intolérants (PINTOL) sont significativement plus faibles dans les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière, que dans les sites de référence. À l'inverse, les pourcentages de non-insectes (PNONINSECT), de crustacés (PCRUST), d'Oligochaeta (POLIGO), de gastéropodes (PGAST), de mollusques (PMOLLUSC) et de taxons tolérants (PTOL) sont significativement plus élevés dans les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière, que dans les sites de référence.

Tableau 3.1 Valeurs de signification permettant d'évaluer l'effet des perturbations reliées au déversement de pétrole

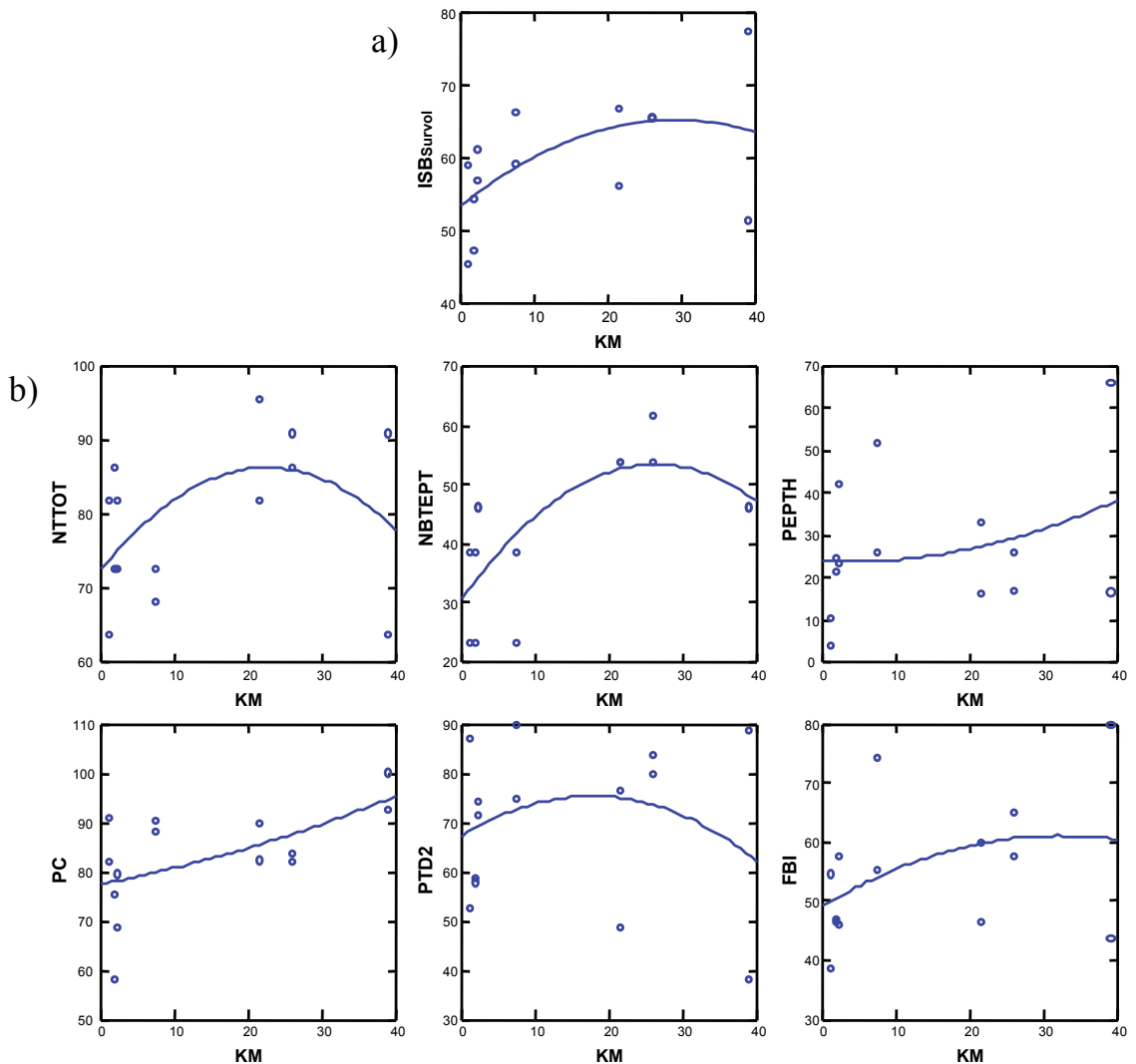
1-Effet de l'ensemble des perturbations reliées au déversement de pétrole (18 éch.)				2-Effet de l'ensemble des perturbations reliées au déversement de pétrole, excluant le nettoyage de la rivière (6 éch.)	3-Effet du nettoyage (8 éch.)	4-Effet de la période d'échantillonnage (18 éch.)	
Test Wilcoxon-Mann-Whitney ($p < 0,05$)							
Variables	Total	Septembre	Octobre	Test Wilcoxon-Mann-Whitney ($p < 0,05$)	Test de Wilcoxon ($p < 0,05$)	Test de Wilcoxon ($p < 0,05$)	
ISB _{Survot}	ISB	0,003	0,04	0,04	0,011	0,465	0,05
	NTTOT	0,036	0,104	0,182	0,132	0,581	0,182
	NBTEPT	0,003	0,038	0,039	0,01	0,785	0,581
	PEPTH	0,003	0,04	0,04	0,011	0,068	0,021
	PC	0,671	0,242	0,38	0,831	0,068	0,214
	PTD2	0,111	0,04	0,38	0,199	0,273	0,038
	FBI _v	0,003	0,04	0,04	0,011	0,144	0,021
AUTRES	Densité	0,056	0,558	0,04	0,136	1	0,173
	PE	0,011	0,242	0,04	0,055	0,068	0,066
	PP	0,002	0,032	0,032	0,01	0,18	0,138
	PT	0,003	0,04	0,04	0,011	1	0,26
	EPTC	0,019	0,079	0,143	0,136	0,197	0,342
	PINSECT	0,003	0,04	0,04	0,011	0,068	0,021
	PNONINSECT	0,003	0,04	0,04	0,011	0,068	0,021
	PCRUST	0,003	0,039	0,04	0,008	0,068	0,018
	POLIGO	0,003	0,04	0,04	0,01	0,144	0,086
	PGAST	0,003	0,04	0,04	0,008	1	0,499
	PMOLLUSC	0,003	0,04	0,04	0,01	1	0,401
	PTOL	0,003	0,04	0,04	0,011	0,715	0,953
PINTOL	0,003	0,04	0,04	0,011	0,144	0,144	

Note : Les valeurs surlignées et en gras se situent sous la valeur de signification, elles ont donc un effet significatif.



Note : La médiane, les 25^e et 75^e percentiles, le 25^e percentile-1,5*IQR, le 75^e percentile+1,5*IQR, (IQR : écart interquartile), ainsi que les valeurs atypiques (●) et extrêmes (*) sont représentées. Il est à noter que les valeurs de chaque métrique ne constituent pas leurs valeurs absolues, mais leurs valeurs indicielles standardisées, variant de 0 (mauvaise intégrité) à 100 (bonne intégrité). Les sites de la section amont de la rivière Chaudière sont représentés en rouge et les sites de référence en bleu.

Figure 3.2 Boîtes à moustache représentant la variation des valeurs a) d' $ISB_{Survvol}$ et b) des six métriques qui composent l' $ISB_{Survvol}$, pour l'ensemble des sites de la section amont de la rivière Chaudière et les sites de référence, en septembre et en octobre



Note : les valeurs de chaque métrique ne constituent pas leurs valeurs absolues, mais leurs valeurs indicielles standardisées variant de 0 (mauvaise intégrité) à 100 (bonne intégrité).

Figure 3.3 Courbe quadratique représentant la variation des valeurs d'ISBSurvol et des six métriques qui composent l'ISBSurvol, en fonction de la distance du barrage de Mégantic

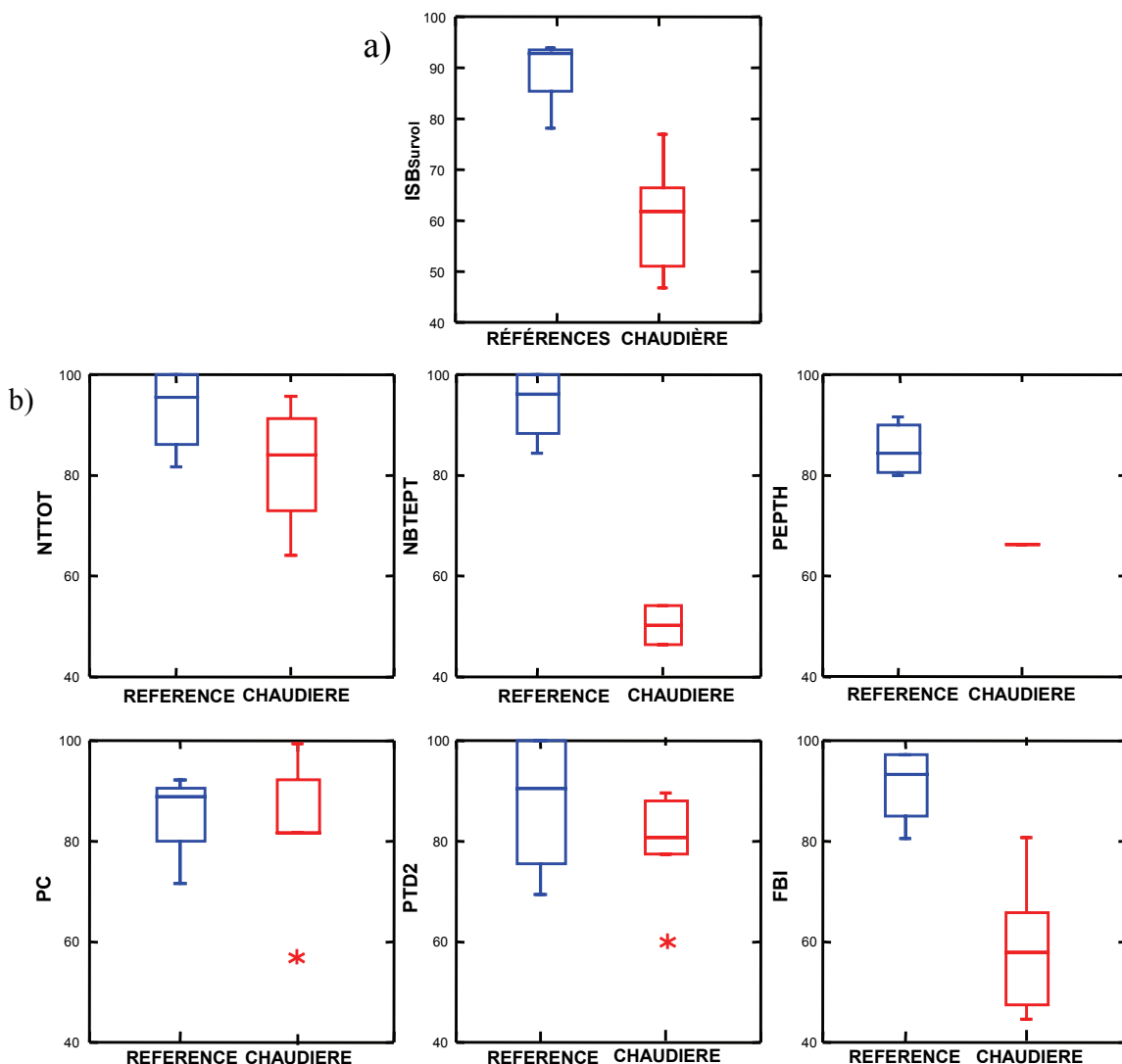
Finalement, règle générale, le niveau d'intégrité biologique (valeurs d' ISB_{Survol}), de même que le nombre de taxons Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera (NBTEPT), augmentent de la section amont vers l'aval de la rivière Chaudière, alors que le pourcentage de taxons Chironomidae (PC) diminue ($r_s > 0,5$; figure 3.3). De plus, bien qu'elles ne participent pas au calcul de l' ISB_{Survol} , le pourcentage de Plecoptera (PP), le ratio EPT sur Chironomidae (EPTC) et le pourcentage de taxons intolérants (PINTOL) augmentent vers l'aval de la rivière Chaudière ($r_s > 0,5$).

3.1.2 Effet de l'ensemble des perturbations reliées au déversement de pétrole, excluant le nettoyage de la rivière

Les valeurs d' ISB_{Survol} montrent que l'intégrité biologique des échantillons prélevés aux sites affectés par l'ensemble des perturbations reliées au déversement de pétrole et n'ayant pas été nettoyés (sites CHAU 1-sept.; 1,8-sept.; 21,5-sept., 26-sept. et 39-sept.et oct.) est précaire (valeur médiane d' ISB_{Survol} de 62,3), alors que les sites de référence (Nebnellis et Samson) ont une bonne intégrité biologique (valeur d' ISB_{Survol} variant de 78,1 à 93,9; figures 3.1 et 3.4).

De plus, les communautés de , des échantillons prélevés aux sites affectés par l'ensemble des perturbations associées au déversement de pétrole et n'ayant pas été nettoyés, diffèrent significativement de celles des sites de référence. En effet, les valeurs d' ISB_{Survol} (niveau d'intégrité biologique), le nombre de taxons Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera (NBTEPT) et le pourcentage de taxons Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera excluant les Hydropsychidae (PEPTH), sont significativement plus faibles dans les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière, et qui n'ont pas été nettoyés, que dans les sites de référence (Wilcoxon-Mann-Whitney : $p < 0,05$ figure 3.4; tableau 3.1); alors que l'indice de pollution organique Hilsenhoff (FBI_v) est significativement plus élevé. De plus, la structure des communautés de macroinvertébrés (abondance relative de tous les taxons) des sites dans la section amont de la rivière Chaudière, qui n'ont pas été nettoyés, diffère significativement de celle des sites de référence (PPMR : $p < 0,05$).

De plus, bien qu'ils ne participent pas au calcul de l' ISB_{Survol} , les pourcentages de Plecoptera (PP), de Trichoptera (PT), d'insectes (PINSECT) et de taxons intolérants (PINTOL) sont significativement plus faibles dans les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière, que dans les sites de référence. À l'inverse, les pourcentages de non-insectes (PNONINSECT), de crustacés (PCRUST), d'Oligochaeta (POLIGO), de gastéropodes (PGAST), de mollusques (PMOLLUSC) et de taxons tolérants (PTOL) sont significativement plus élevés dans les sites localisés en amont de la rivière Chaudière, que dans les sites de référence (Wilcoxon-Mann-Whitney : $p < 0,05$).



Note : La médiane, les 25^e et 75^e percentiles, le 25^e percentile-1,5*IQR, le 75^e percentile+1,5*IQR, (IQR : écart interquartile), ainsi que les valeurs atypiques (o) et extrêmes (*) sont représentées. Il est à noter que les valeurs de chaque métrique ne constituent pas leurs valeurs absolues, mais leurs valeurs indicelles variant de 0 (mauvaise intégrité) à 100 (bonne intégrité). Cette analyse porte sur les échantillons des sites CHAU1; 1,8; 21,5; 26 en septembre et CHAU39 en septembre et en octobre et ceux des sites de référence.

Figure 3.4 Boîtes à moustache représentant la variation des valeurs a) d'ISBSurv et b) des six métriques qui composent l'ISBSurv, pour les sites affectés par les perturbations associées au déversement de pétrole et qui n'ont pas été nettoyés, ainsi que les sites de référence

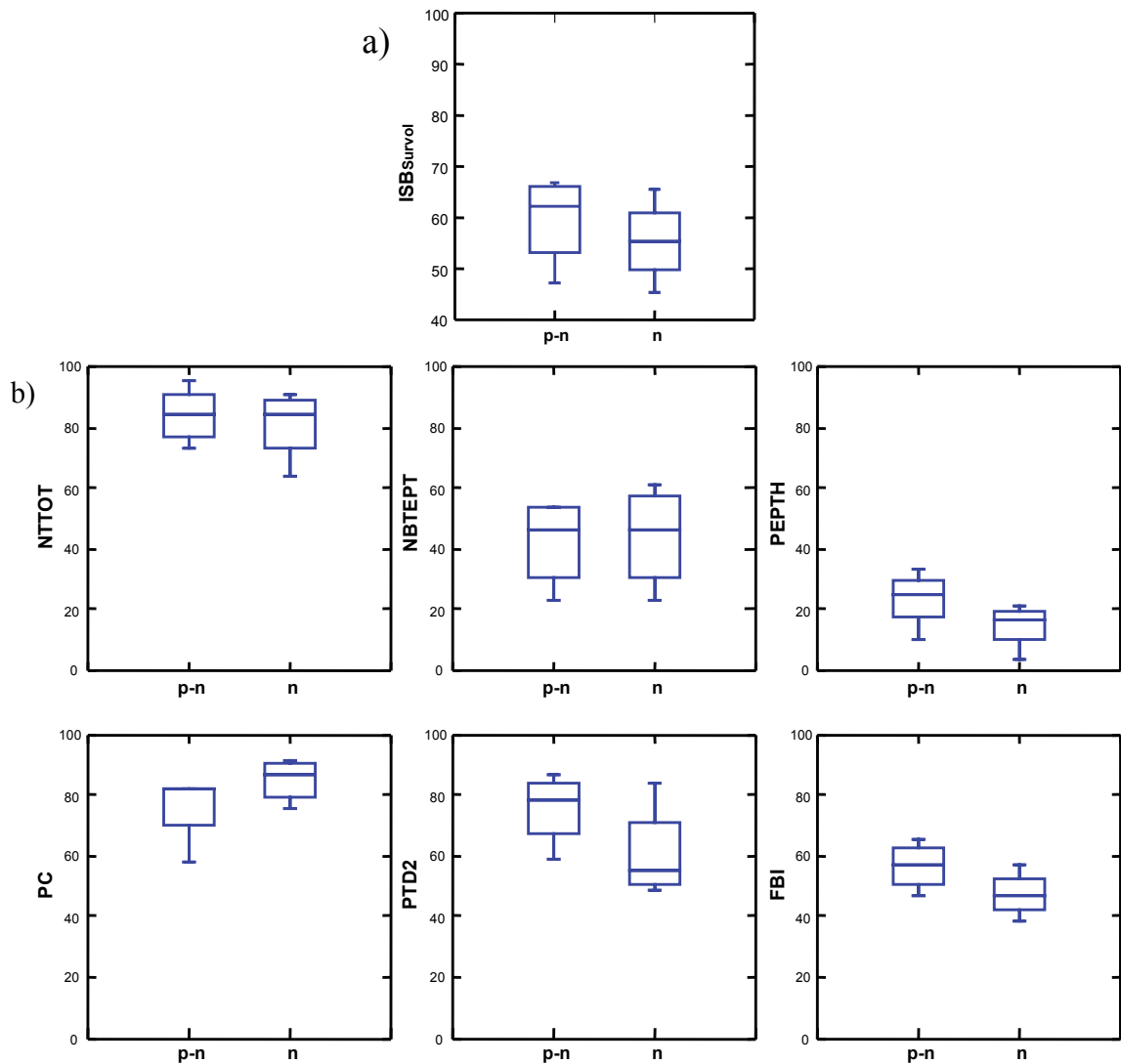
Finalement, le niveau d'intégrité biologique (valeurs d' ISB_{Survol}) n'augmente pas significativement de l'amont vers l'aval de la rivière Chaudière ($r_s < 50$). Toutefois, les valeurs d' ISB_{Survol} sont plus élevées pour les sites localisés en aval de la rivière Chaudière ($ISB_{Survol} > 60$ pour les sites CHAU 21,5, 26 et 39), que pour ceux localisés en amont de celle-ci ($ISB_{Survol} < 60$ pour les sites CHAU 1 et 1,8), à l'exception du site CHAU39 échantillonné en octobre ($ISB_{Survol} < 60$). Pour sa part, le pourcentage de Chironomidae (PC) diminue généralement vers l'aval de la rivière Chaudière ($r_s > 0,5$). De plus, bien qu'ils ne participent pas au calcul de l' ISB_{Survol} , le pourcentage de Plecoptera (PP), le ratio EPT sur Chironomidae (EPTC) et le pourcentage de taxons intolérants (PINTOL) augmentent de l'amont vers l'aval de la rivière Chaudière, alors qu'à l'inverse le pourcentage de gastéropodes (PGAST) et le pourcentage de mollusques (PMOLLUSC) diminuent ($r_s > 50$).

3.1.3 Effet du nettoyage de la rivière et de la période d'échantillonnage

Les valeurs d' ISB_{Survol} montrent que l'intégrité biologique est généralement plus faible après le nettoyage à un même site, sauf pour le site CHAU1,8. Cette différence n'est toutefois pas significative. En effet, les valeurs d' ISB_{Survol} , ainsi que l'ensemble des métriques qui le composent, ne varient pas significativement avant et après le nettoyage de la rivière (Wilcoxon : $p > 0,05$; figures 3.1 et 3.5; tableau 2.1). De plus, la structure des communautés de macroinvertébrés (abondance relative de tous les taxons) des échantillons prélevés avant le nettoyage de la rivière ne diffère également pas significativement de la structure des échantillons prélevés après le nettoyage de la rivière (PPMR : $p > 0,05$).

Toutefois, les communautés de macroinvertébrés benthiques diffèrent significativement en fonction de la période d'échantillonnage, et ce, pour tous les sites (incluant les sites de référence). En effet, les valeurs d' ISB_{Survol} , de même que le pourcentage de taxons Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera excluant les Hydropsychidae (PEPTH), sont significativement plus faibles en octobre qu'en septembre, alors que le pourcentage de deux taxons dominants (PTD2) et l'indice de pollution organique Hilsenhoff (FBI_v) sont significativement plus élevés en octobre qu'en septembre (Wilcoxon : $p < 0,05$; figure 3.2; tableau 3.1). Toutefois, la structure des communautés de macroinvertébrés (abondance relative de tous les taxons) des échantillons prélevés en septembre ne diffère pas significativement de la structure des échantillons prélevés en octobre (PPMR : $p > 0,05$). Le niveau d'intégrité biologique est toutefois beaucoup plus faible en octobre qu'en septembre pour le site CHAU39 (26 unités d' ISB_{Survol}) et plus faible au site de référence de la rivière Nebnellis (16 unités d' ISB_{Survol}) (figure 3.1).

De plus, bien qu'ils ne participent pas au calcul de l' ISB_{Survol} , le pourcentage d'insectes (PINSECT) est significativement plus faible en octobre qu'en septembre, alors que le pourcentage de non-insectes (PNONINSECT) et le pourcentage de crustacés (PCRUST) sont significativement plus élevés en octobre qu'en septembre (Wilcoxon : $p < 0,05$).



Note : P-n : Pas nettoyé; n : nettoyé. La médiane, les 25^e et 75^e percentiles, le 25^e percentile-1,5*IQR, le 75^e percentile+1,5*IQR, (IQR : écart interquartile), ainsi que les valeurs atypiques (o) et extrêmes (*) sont représentées. Il est à noter que les valeurs de chaque métrique ne constituent pas leurs valeurs absolues, mais leurs valeurs indicielles variant de 0 (mauvaise intégrité) à 100 (bonne intégrité). Cette analyse porte sur les échantillons des sites CHAU1; 1,8, 21,5 et 26.

Figure 3.5 Boîtes à moustache représentant la variation des valeurs a) d'ISBSurvol et b) des six métriques qui composent l'ISBSurvol, pour les sites avant et après le nettoyage de la rivière Chaudière

3.2 RELATION ENTRE LE NIVEAU D'INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE ET LES SOURCES DE DÉGRADATION

3.2.1 Qualité de l'eau et valeurs d'ISB_{Survot}

Paramètres limnologiques

Selon l'étude de la qualité de l'eau effectuée par Golder Associés Ltée (2014) aux kilomètres 1, 9, 31, 34, 54 et 93 dans la section amont de la rivière Chaudière, de la fin du mois de juillet à la fin du mois d'août, les concentrations en oxygène dissous variaient entre 4 mg/L et 11 mg/L et étaient similaires dans la colonne d'eau et au fond de la rivière. Des concentrations en oxygène dissous en dessous du CVAC⁶, soit moins de 5 mg/L (entre 20° et 25°C; MDDEFP, 2013c), ont été mesurées aux kilomètres 1, 31, 34 et 93. Toutefois, les valeurs moyennes d'oxygène étaient au-dessus de ce critère, ce qui indique que ces dépassements n'étaient pas récurrents. Les valeurs de pH variaient entre 6 et 9,3 et étaient similaires dans la colonne d'eau et au fond de la rivière. La moyenne variait de 7,3 à 8,4, ce qui indique que l'eau de la rivière était circumneutre à alcaline. Des valeurs de pH au-dessous du CVAC, soit moins de 6 (pH entre 6-9; MDDEFP, 2013c), ont été mesurées au kilomètre 93 et des valeurs légèrement au-dessus de CVAC, soit plus de 9, ont été mesurées aux kilomètres 31 et 34. Toutefois, les valeurs moyennes indiquent que ces dépassements n'étaient pas récurrents. Finalement, la conductivité spécifique variait entre 40 et 510 µS/cm, alors que la conductivité moyenne variait entre 54 et 141 µS/cm dans la rivière Chaudière. Toutefois, les valeurs moyennes au-dessus de 100 µS/cm étaient restreintes aux stations des kilomètres 54 et 93, donc aux stations plus en aval de la rivière Chaudière.

Paramètres physico-chimiques et autres paramètres inorganiques

Selon l'étude de la qualité de l'eau effectuée par Golder Associés Ltée (2014), les valeurs maximales pour les concentrations en phosphore total montrent qu'il y a eu quelques dépassements du CVAC (> 30 µg/L; MDDEFP, 2013c) aux kilomètres 31, 54 et 93 et que ces valeurs sont représentatives d'un niveau trophique mésotrophe (kilomètres 31; 25-75 µg/L) et eutrophe (kilomètres 93 et 54; > 75 µg/L), selon le classement de Doods *et al.* (1998). Toutefois, les valeurs médianes sous la valeur de détection (kilomètres 31 et 54) ou sous la valeur du critère (kilomètre 93) indiquent que ces dépassements n'étaient pas récurrents et que ces stations ont un statut trophique généralement oligotrophe. Les valeurs maximales pour les concentrations en DBO₅ montrent qu'il y a eu quelques dépassements du CVAC (> 3 mg/L) aux kilomètres 54 et 93, mais les valeurs médianes sous la valeur de détection indiquent que ces dépassements n'étaient pas récurrents. Les valeurs plus élevées en matières en suspension (MES) ont été mesurées aux kilomètres 31, 54 et 93. Finalement, des valeurs plus élevées en azote total (NTOT) ont été mesurées à tous les kilomètres étudiés, avec des valeurs maximales représentatives d'un niveau trophique mésotrophe (> 700 µg/L; Doods *et al.*, 1998).

⁶ CVAC : Critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP).

Toutefois, les valeurs médianes sous la valeur de détection (kilomètres 1 et 31) ou sous la valeur du niveau trophique mésotrophe (kilomètres 9, 54 et 93) indiquent que ces stations ont un statut trophique généralement oligotrophe.

Les données prélevées du mois d'avril au mois de novembre 2013, au site situé au sud-ouest de Saint-Ludger (BQMA 02340006), montrent que la qualité physico-chimique et bactériologique était mauvaise (IQBP : 36) le 7 juillet 2013, et bonne au début des mois d'avril, mai, juin, août, septembre et octobre 2013 (IQBP variant de 83 à 100). En effet, les concentrations en coliformes fécaux ont atteint 2300 UFC/100 ml, dépassant ainsi le critère de Protection des activités récréatives et de l'esthétisme du MDDEFP (200 UFC/100 ml; MDDEFP, 2013c). La qualité des autres paramètres de l'IQBP₆ était toutefois bonne (IQBP variant de 89 à 99) en juillet. Par contre, certains paramètres des valeurs supérieures en juillet, par rapport aux autres mois à l'étude. Ces paramètres sont le carbone organique dissous (11,2 mg/L comparés à une moyenne 5,84 mg/L), l'azote ammoniacal (0,03 mg/L comparé à une moyenne < 0,01 mg/L), le phosphore total (0,016 mg/L comparé à une moyenne 0,01 mg/L) et une température de 28°C. Pour ce qui concerne la chlorophylle *a* (0,74 µg/L comparé à une moyenne de 2,51 µg/L) et la phéophytine *a* (0,58 µg/L comparé à une moyenne 1,46 µg/L) les valeurs sont plus faibles.

Paramètres chimiques

Considérant les paramètres chimiques d'intérêt, liés au déversement de pétrole et dépassant principalement les limites de détection, les concentrations dans l'eau de surface étaient relativement faibles, se situant à environ 10% au-dessus de la limite de détection. Seulement dix dépassements de critères ont été mesurés pour les 133 échantillons prélevés dans la rivière Chaudière, soit uniquement des dépassements en ce qui a trait aux HP C₁₀-C₅₀ (Golder Associés Ltée, 2014). En effet, deux dépassements du CVAA⁷ (130 mg/L) ont été observés au kilomètre 9 et un aux kilomètres 1 et 93. Deux dépassements du CVAC (63 mg/L) ont été observés aux kilomètres 31, 54 et 93. Les concentrations présentant un dépassement de critère variaient entre 100 mg/L et 590 mg/L, la plus forte concentration ayant été observée au kilomètre 9.

Les valeurs d'ISB_{Survol} sont généralement plus basses dans la section amont de la rivière Chaudière, ce qui est cohérent avec les dépassements des critères en HP C₁₀-C₅₀, soit que les concentrations les plus élevées ont été observées aux kilomètres 1 et 9 (dépassements du CVAA).

De plus, les faibles valeurs d'oxygène dissous mesurées occasionnellement (moins de 5 mg/L), surtout dans la portion amont de la rivière Chaudière (kilomètres 1 à 34) sont cohérentes avec l'intégrité biologique généralement précaire (selon l'ISB_{Survol}) observée dans la section amont de la rivière Chaudière (figure 2.1).

⁷ CVAA : Critère de protection de la vie aquatique (effet aigu) du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP).

Toutefois, les valeurs plus élevées de pH, de phosphore total, de DBO₅ et de MES, mesurées occasionnellement surtout en aval de la rivière Chaudière (sites des kilomètres 31, 54 et 93), ne semblent pas avoir d'influence sur les communautés de macroinvertébrés benthiques selon les données d'ISB_{Survol} qui montrent un patron général d'augmentation du niveau d'intégrité biologique d'amont en aval de la rivière Chaudière. Finalement, les fortes concentrations en coliformes fécaux mesurées au mois de juillet (2300 UFC/100 ml), au site situé en aval de Saint-Ludger, ainsi que les concentrations d'autres paramètres physico-chimiques, soulignent l'impact du rejet d'eaux usées non traitées.

3.2.2 Qualité des sédiments et valeurs d'ISB_{Survol}

Tendance générale

Selon les études de la qualité des sédiments effectuées par Golder Associés Ltée (2014) dans les zones de sédimentation et par MissionHGE inc. (2014) dans les sables et les galets des deux rives, l'étendue de la contamination de la rivière Chaudière semble affecter l'ensemble des 85 kilomètres étudiés en aval du barrage de Lac-Mégantic. Cette constatation est basée sur les dépassements de critères pour les HP C₁₀-C₅₀ et les HAP⁸, de même que sur les inspections visuelles réalisées. Sur les 85 premiers kilomètres étudiés, une diminution générale des concentrations en HAP est observée avec la distance croissante du déversement de pétrole, donc de l'amont vers l'aval de la rivière Chaudière. Contrairement aux HAP, les HP C₁₀-C₅₀ ont été détectés dans l'ensemble des 85 premiers kilomètres, soit dans 57% des stations échantillonnées et des dépassements de critères ont été observés dans toute cette section.

Selon ces études, la zone de contamination n'est toutefois pas uniforme et la zone principale de contamination se localise dans les 20 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière. En effet, dans les zones d'accumulation (Golder Associés Ltée, 2014), les concentrations supérieures aux limites de détection et aux critères de qualité des sédiments au niveau provincial, ainsi que les concentrations les plus fortes pour les HP C₁₀-C₅₀ et les HAP, sont principalement localisées dans la zone rapprochée du déversement, soit entre les kilomètres 1 à 18. Les inspections visuelles menées par Golder Associés ont également permis de constater que la présence de pétrole est plus importante pour les 30 premiers kilomètres.

Selon les analyses menées par MissionHGE inc. (2014) dans les sables, les graviers et les galets des deux rives de la rivière Chaudière, et en considérant seulement les concentrations maximales en HP C₁₀-C₅₀ détectées par segment de rive, la contamination semble affecter surtout les 32 premiers kilomètres, sur les 58 kilomètres étudiés.

⁸ Les résultats analytiques ont été comparés aux critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec, produits par Environnement Canada (EC) et le MDDEFP (EC et MDDEP, 2007) : la concentration d'effets rares (CER), la concentration seuil produisant un effet (CSE), la concentration produisant un effet probable (CEP) et la concentration d'effets fréquents (CEF). De plus, les valeurs de référence du critère de protection de la vie aquatique (MDDEFP, 2013b) ont été utilisées pour les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ : 164 mg/kg pour les effets chroniques (CVAC) et 832 mg/kg pour les effets aigus (CVAA).

En effet, les tronçons qui dépassent les valeurs de référence CVAC et CVAA en HP C₁₀-C₅₀, pour un ou plusieurs échantillons⁹, sont localisés jusqu'au kilomètre 32, mais surtout dans les dix premiers kilomètres (19 segments sur 26 dépassant les valeurs de référence).

Les valeurs ISB_{Surv} montrent une tendance similaire, soit que les valeurs sont généralement plus faibles aux sites localisés entre les kilomètres 1 et 21,5 inclusivement, avec une valeur moyenne d'ISB_{Surv} pour les deux périodes d'échantillonnage de 57. Les valeurs sont généralement plus élevées aux sites localisés aux kilomètres 26,5 et 39, avec une valeur moyenne d'ISB_{Surv} de 65 (figure 3.6). Cette différence n'est toutefois pas significative ($p = 0,258$) et subit l'influence de la valeur d'ISB_{Surv} d'octobre au kilomètre 39, qui montre une valeur anormalement basse par rapport à la tendance générale. Des valeurs d'ISB_{Surv} encore plus faibles sont observées dans la section 1 21,5 kilomètres pour la période d'octobre, avec des valeurs d'ISB_{Surv} sous 60 et une moyenne de 54.

Secteurs de contamination maximale

Les concentrations les plus élevées et les dépassements de critères ont été observés dans des secteurs particuliers de la rivière Chaudière. En effet, dans les zones de sédimentation, les dépassements de critères pour les HAP sont moins fréquents au-delà des 18 premiers kilomètres, sauf aux kilomètres 27 et 43. Ces dépassements se retrouvent surtout dans les neuf premiers kilomètres. Trois dépassements du critère de concentration d'effets probables (CEP) ont été mesurés au kilomètre 4,5. Vingt dépassements du critère CVAA (832 mg/kg) pour les HP C₁₀-C₅₀ ont été observés entre les kilomètres 2 et 13, 64 et 70, et ponctuellement aux kilomètres 20, 26 et 77,5, dont la concentration maximale a été mesurée au kilomètre 4,5 (4100 mg/kg). Six échantillons, sur les 20 prélevés pour l'analyse du toluène (COV), présentaient des concentrations supérieures à la limite de détection aux kilomètres 0,75, 9, 13, 18 et 93. En somme, dans les zones de sédimentation, le secteur situé entre les kilomètres 3,5 et 9 est celui où les concentrations les plus élevées et les dépassements de critères ont été observés, particulièrement en HP C₁₀-C₅₀ et en HAP. Selon Golder Associés Ltée (2014), ce secteur représente possiblement la première zone lenticule de la rivière Chaudière où le pétrole a pu se déposer. Les inspections visuelles menées par Golder Associés ont également permis de constater la présence de pétrole, particulièrement entre les kilomètres 15 et 19, et de façon plus ponctuelle entre les kilomètres 50 et 74, ainsi que 81 et 82.

⁹ Seules les concentrations maximales observées par segments ont été prises en considération. Il est donc possible que dans un segment où des concentrations dépassent les valeurs de référence CVAC et CVAA en HP C₁₀-C₅₀, plusieurs échantillons présentent des concentrations inférieures (MissionHGE inc., 2014).

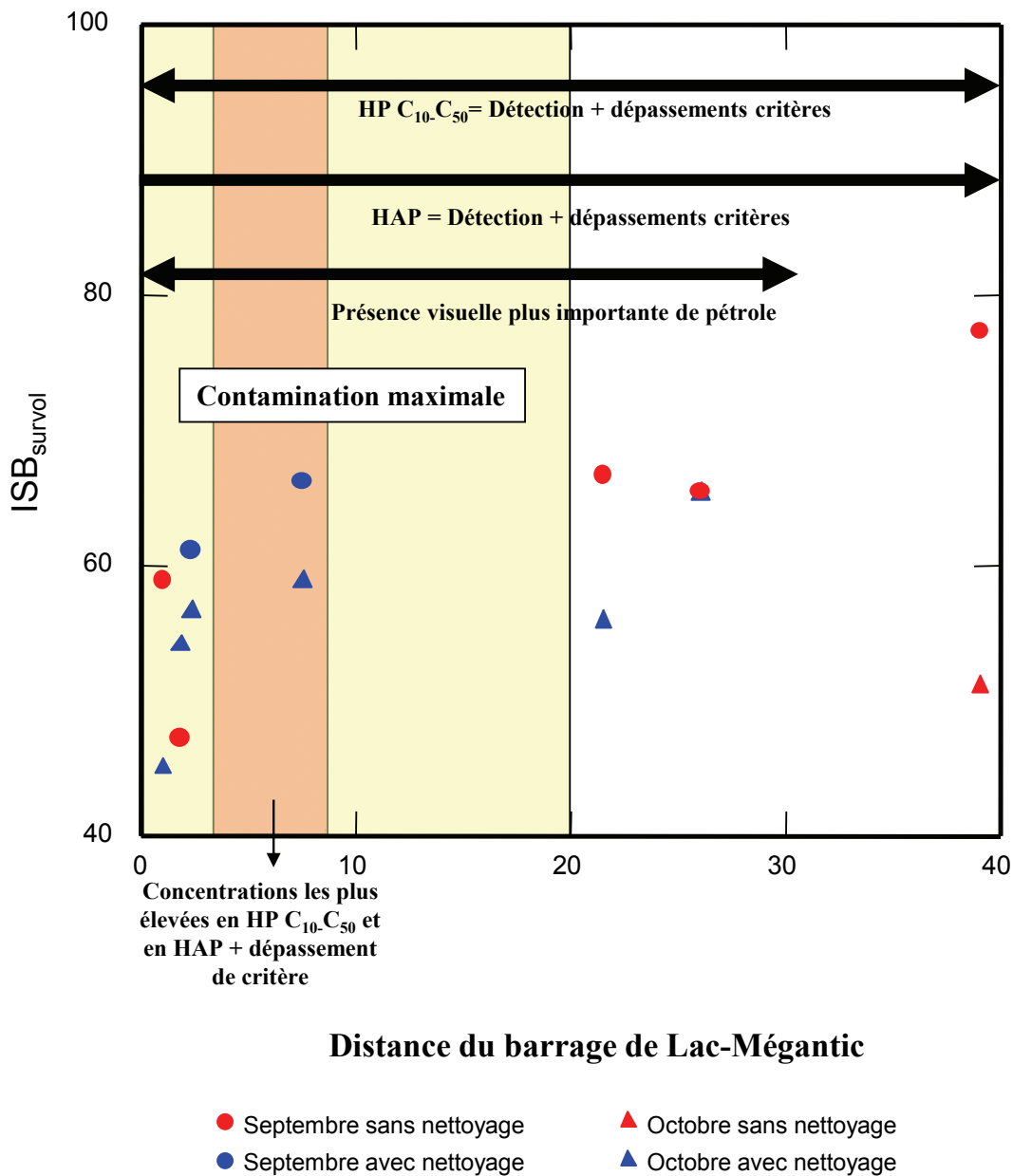


Figure 3.6 Valeurs d'ISB_{Survol} en fonction des tendances générales de contamination des sédiments dans les 40 premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière

Les valeurs d'ISB_{Survol} ne correspondent pas exactement à ces zones spécifiques de contamination maximale. En effet, les trois valeurs d'ISB_{Survol} les plus faibles ont été mesurées dans les deux premiers kilomètres en aval du barrage de Lac-Mégantic (kilomètres 1 et 1,8) et non au site localisé au kilomètre 7,5, correspondant à la zone de contamination principale des sédiments (3,5 et 9 km).

La valeur d'ISB_{Survot} au kilomètre 26,5 ne semble également pas correspondre aux dépassements de critère de qualité des sédiments en HAP et HP C₁₀-C₅₀ mesurés près du kilomètre 26.

3.2.3 Variations du débit à l'exutoire du barrage de Mégantic et valeurs d'ISB_{Survot}

Le 6 juillet, au moment du déversement de pétrole, le débit en aval du barrage de Lac-Mégantic était d'environ 27 m³/s (CEHQ, 2014; figure 3.7). Selon les moyennes journalières, du 6 au 10 juillet, le débit a été maintenu à environ 3,5 m³/s, afin de limiter l'écoulement du pétrole dans la rivière Chaudière. Ce débit a été augmenté progressivement du 10 au 16 juillet 2013, pour atteindre environ 30 m³/s, afin de créer un phénomène de «lavage naturel» de la rivière (MissionHGE inc., 2014). Le 16 juillet le débit a été diminué à environ 10 m³/s, puis à environ 4 m³/s le 2 août, car le niveau du lac était devenu trop bas. Une augmentation importante du débit s'est produite le 9 août pour atteindre environ 30 m³/s le 11 août et redescendre à nouveau à 4 m³/s le 15 août. Le débit a été maintenu sous 8 m³/s, atteignant près de 2,5 m³/s à l'occasion, puis a été augmenté jusqu'à environ 27 m³/s le 12 septembre, pour ensuite redescendre à environ 2,5 m³/s le 14 septembre, soit quatre jours avant le début de la première période d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques. Pendant la période d'échantillonnage, s'échelonnant du 19 au 27 septembre 2013, le débit a été maintenu, en moyenne, sous 4 m³/s.

Toujours selon les moyennes journalières, trois grandes variations de débits ont eu lieu entre la fin de la première campagne d'échantillonnage et le début de la deuxième campagne, soit du 27 septembre au 15 octobre 2013. La variation la plus importante a eu lieu du 1^{er} au 9 octobre 2013, le débit passant d'environ 2,5 m³/s à 28 m³/s, puis revenant à 2,5 m³/s. Le débit a finalement été maintenu à près de 9 m³/s durant la deuxième campagne d'échantillonnage des macroinvertébrés (15 au 18 octobre). Si l'on compare les moyennes journalières de 2013 avec celles des trois années précédentes, peu de variations de débits se sont produites, en conditions normales, entre le début du mois de juillet et le début du mois d'octobre. Seule l'année 2011 a connu de grandes variations de débits à partir du 27 août 2011, avec des pointes allant à plus de 93 m³/s à la suite de pluies importantes engendrées par l'Ouragan Irène (Katia Tremblay, MDDEFP, comm. pers., 2014).

En somme, selon les débits journaliers, trois grandes oscillations rapides de débits ont eu lieu entre le déversement de pétrole (6 juillet) et la première campagne d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques (19 septembre), soit sur un peu plus de deux mois. Par ailleurs, trois grandes oscillations rapides de débits ont eu lieu entre les deux périodes d'échantillonnage, soit en deux semaines (27 septembre au 15 octobre).

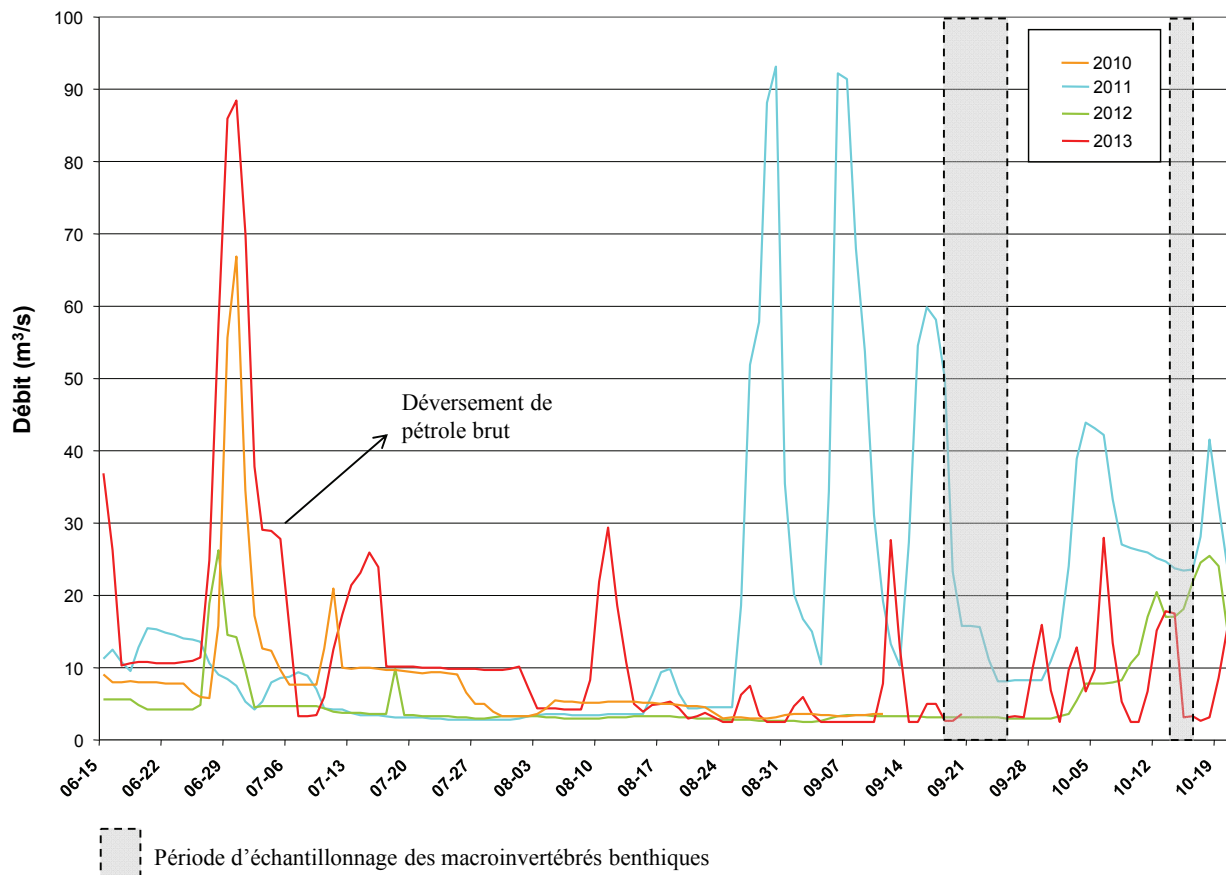


Figure 3.7 Variations du débit à l'exutoire du barrage de Lac-Mégantic, selon les moyennes journalières, couvrant la période du 15 juin au 20 octobre, de 2010 à 2013

Toutefois, les moyennes journalières ne reflètent pas de façon adéquate les variations réelles de débits survenues durant cette période. En effet, des variations diurnes ont également eu lieu, surtout du 9 août au 1^{er} novembre, afin de contrôler le niveau du lac et assurer la sécurité des travailleurs durant les travaux de nettoyage des rives de la rivière Chaudière. Effectivement, le débit a été maintenu au minimum, soit environ 2,5 m³/s durant le jour et, au besoin, le débit était augmenté au barrage durant la nuit, jusqu'à environ 10 m³/s et au maximum 30 m³/s, afin d'abaisser le niveau du lac (Katia Tremblay, MDDEFP, comm. pers., 2014). Les débits instantanés couvrant la période du 9 au 14 août 2013 illustrent les variations journalières et diurnes qui ont eu lieu durant cette période (figure 3.8).

Les valeurs $ISB_{Surv\text{ol}}$ augmentent généralement d'amont en aval de la rivière Chaudière (figure 3.1). Les variations anormales de débits, moyennes et diurnes, occasionnées par le barrage de Lac-Mégantic durant cette période de l'année ont probablement également un effet plus important en amont de la rivière, qui s'estompe en s'éloignant de celui-ci.

De plus, les valeurs d'ISB_{Survol} généralement plus faibles en octobre qu'en septembre, pour un même site (figure 3.1), sont survenues à la suite des trois grandes variations de débits rapprochées qui ont eu lieu entre les deux périodes d'échantillonnage (figures 3.7 et 3.8).

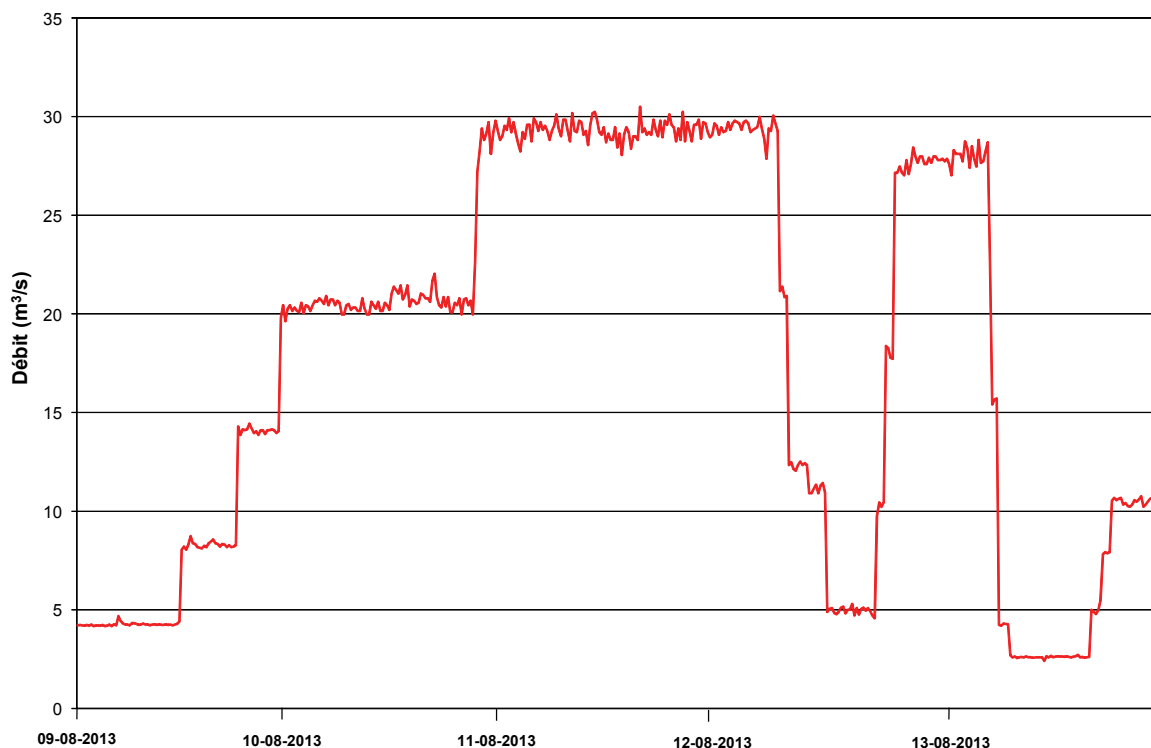


Figure 3.8 Variations du débit à l'exutoire du barrage de Lac-Mégantic, selon les débits instantanés, couvrant la période du 9 au 13 août 2013

4 DISCUSSION

4.1 MISE EN CONTEXTE DE L'ÉTUDE

4.1.1 Études portant sur l'impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques

L'accident ferroviaire survenu le 6 juillet 2013 à Lac-Mégantic a occasionné le déversement d'environ 100 000 litres de pétrole brut dans la rivière Chaudière. D'autres événements ont découlé de ce déversement et peuvent potentiellement avoir porté préjudice à l'écosystème aquatique de la rivière Chaudière. Il s'agit principalement :

- des travaux de nettoyage du lit et des berges de la rivière Chaudière;
- du déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic (durant dix jours suivant le déversement);
- des variations de débits en aval du barrage de Lac-Mégantic occasionnées principalement pour permettre les travaux de nettoyage.

En raison de l'importance des macroinvertébrés benthiques dans la chaîne alimentaire et de leur sensibilité aux perturbations de l'écosystème aquatique, une évaluation de l'impact du déversement de pétrole et des perturbations associées a été effectuée dans cette étude afin de mesurer l'ampleur de leurs impacts sur les écosystèmes aquatiques.

Cette étude s'ajoute à d'autres du même type qui ont été menées, depuis quelques décennies, surtout aux États-Unis (Ex. : McCauley, 1966; Woodward et Riley, 1983; Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998), mais également en Espagne (Ex. : Meynell, 1973; Damàsio *et al.*, 2007) et au Brésil (Ex. : Couceiro *et al.*, 2006). Des études expérimentales menées en rivière ont également été réalisées au Canada (Ex. : Rosenberg et Wiens, 1976; Barton et Wallace, 1979; Lock *et al.*, 1981).

L'originalité de la présente étude est qu'en plus d'évaluer l'impact du pétrole, lui-même, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, elle tente également d'évaluer l'effet du nettoyage de la rivière Chaudière, ce qui est tout à fait unique en regard des études consultées (Grenier, 2014).

En effet, nous constatons que peu d'études évaluent directement les impacts du nettoyage des cours d'eau sur les écosystèmes aquatiques à la suite de déversements d'hydrocarbures et que très peu évaluent leurs impacts sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. En effet, les études consultées, portant sur l'évaluation de l'impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques en rivières, ont, pour la plupart, effectué l'échantillonnage des macroinvertébrés après les travaux de nettoyage.

De plus, les méthodes de nettoyage employées consistaient le plus souvent à prélever les hydrocarbures flottants à la surface de l'eau à l'aide de boudins absorbants (Ex. : Guiney *et al.*, 1987; Crunkilton et Duchrow, 1990), par écrémage de surface (Ex. : Poulton *et al.*, 1997) et par pompage (Ex. : Guiney *et al.*, 1987; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997). Ces méthodes ne sont pas comparables aux méthodes manuelles utilisées pour le nettoyage de la rivière Chaudière, dont la méthode du « déluge », car elles n'affectent pas le substrat du lit du cours d'eau et de la berge.

4.1.2 Particularités et limitations de l'étude

Malgré l'originalité de l'étude, celle-ci ne permet pas d'évaluer directement l'impact du pétrole et du nettoyage de la rivière Chaudière individuellement. En effet, le protocole d'échantillonnage et les analyses statistiques ont permis d'évaluer l'impact du pétrole et de l'ensemble des perturbations associées au déversement dans la rivière Chaudière et d'isoler partiellement l'effet du nettoyage de la rivière, des autres perturbations. Il ne fut pas possible d'évaluer uniquement l'effet du pétrole, car le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic et les variations de débits, en aval du barrage de Lac-Mégantic, ont eu lieu au même endroit et ont probablement eu aussi des effets sur l'écosystème avant et pendant les campagnes d'échantillonnage des macroinvertébrés. Il fut donc tenté de départager les effets respectifs du pétrole, du déversement d'eaux usées et des variations de débits, en comparant la tendance générale du niveau d'intégrité biologique déterminée par l'ISB_{Survol} avec la tendance générale de la qualité de l'eau et des sédiments, ainsi que des débits, à partir des données disponibles. Les études de Couceiro *et al.* (2006) et Smith *et al.* (2010) ont également montré la difficulté de départager les différentes sources de pollution. En effet, dans ces études, les cours d'eau étudiés étaient déjà affectés par des polluants en provenance du milieu urbain avant le déversement d'hydrocarbures. Contrairement à ces études, selon les données historiques disponibles (qualité de l'eau et indicateurs biologiques), l'écosystème de la section amont de la rivière Chaudière était généralement de bonne qualité avant le déversement, mise à part une contamination possible de l'eau et des sédiments, par des substances toxiques, telles que des métaux, des HAP et des COV, décelées en 1994 (Berryman et Nadeau, 1998). Ainsi, les impacts mesurés sur l'écosystème aquatique de la rivière Chaudière peuvent être principalement attribués au déversement de pétrole et possiblement aux perturbations y étant associées.

Finalement, l'effet du nettoyage de la rivière n'a pu être évalué que partiellement, car uniquement quatre sites ont été échantillonnés avant et après le nettoyage. De plus, en raison du faible nombre d'échantillons, il n'est également pas possible d'affirmer que l'absence de différences significatives avant et après le nettoyage signifie nécessairement l'absence d'effets. Il faut donc demeurer prudent dans l'interprétation des résultats.

Une autre difficulté de l'étude provient de l'absence de données historiques récentes directement comparables, ainsi que de données en provenance de l'amont du déversement de pétrole.

Ces données auraient permis d'évaluer directement l'impact du déversement en fournissant des valeurs d'ISB_{Survol} qui représentent l'état biologique précédant le déversement de pétrole, dans la partie amont de la rivière Chaudière. Afin de pallier à cette situation, des échantillons de macroinvertébrés benthiques de deux sites de référence, soit les rivières Nebnellis et Samson, ont été utilisés à titre comparatif, ce qui ne représente pas un grand nombre de sites de référence. Cette problématique n'était pas à considérer dans la plupart des autres études consultées, car les déversements de pétrole se produisaient le plus souvent dans la partie médiane ou aval des cours d'eau, souvent en raison d'un bris d'oléoduc, ce qui permettait d'effectuer une comparaison des communautés de macroinvertébrés benthiques en amont et en aval du déversement d'hydrocarbure (Ex. : Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998). Tel qu'effectuée dans le cadre de notre étude, l'approche par comparaison des communautés de macroinvertébrés benthiques, affectées par le déversement de pétrole, avec celles des sites de référence a été utilisée par Lytle et Peckarsky (2001).

4.2 IMPACT DU DÉVERSEMENT DE PÉTROLE SUR LE NIVEAU D'INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE

Nonobstant les limitations citées précédemment, les résultats de l'étude permettent de conclure que le déversement de pétrole brut dans la rivière Chaudière, ainsi que l'ensemble des perturbations associées à ce déversement, ont eu un impact significatif et important sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et que cet impact diminue généralement de l'amont vers l'aval de la rivière Chaudière. Les perturbations associées sont : les travaux de nettoyage du lit et des rives de la rivière Chaudière, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic (durant dix jours suivant le déversement) et les variations de débits en aval du barrage de Lac-Mégantic. Il est également possible d'affirmer que ces perturbations ont eu un effet certain jusqu'au kilomètre 26,5. Cette conclusion est possible, car le niveau et la classe d'intégrité biologique (valeurs d'ISB_{Survol}) diffèrent significativement entre les sites de référence (bonne intégrité biologique) et les sites localisés dans la section amont de la rivière Chaudière (intégrité biologique précaire ou mauvaise), à l'exception du site au kilomètre 39, échantillonné en septembre, qui montrait une bonne intégrité. De plus, le niveau d'intégrité biologique augmentait généralement d'amont en aval de la rivière Chaudière, soit en fonction de la distance de l'origine des perturbations; la ville de Lac-Mégantic. La bonne intégrité biologique au site du kilomètre 39 montre que les perturbations semblaient moins affecter les communautés de macroinvertébrés benthiques au-delà du kilomètre 26,5. Toutefois, la faible valeur d'ISB_{Survol} (51,4; intégrité précaire) au kilomètre 39 en octobre, par rapport à celle de septembre (77,4; bonne intégrité), semble indiquer la présence d'une perturbation entre les deux campagnes d'échantillonnage, soit entre le 26 septembre et le 15 octobre 2013. Cette dégradation ne peut être attribuable au nettoyage de la rivière, car ce site n'a pas été nettoyé. Toutefois, les membres de l'équipe du COBARIC, qui ont effectué l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques, ont répertorié la présence d'épaisse plaques collantes d'une couleur verte olive, sur le substrat échantillonné.

Ces plaques n'étaient pas présentes lors de la campagne d'échantillonnage de septembre. Leur présence pourrait être révélatrice d'une contamination qui se serait produite entre ces deux périodes.

Les résultats de l'étude suggèrent toutefois que le nettoyage de la rivière n'a pas affecté significativement les communautés de macroinvertébrés benthiques, car la diminution de l'intégrité biologique qui a eu lieu à la suite du nettoyage semble être davantage attribuable à une ou des perturbations ayant eu lieu entre les deux périodes d'échantillonnage, soit entre la fin septembre et la mi-octobre. Cette conclusion est possible, car le niveau d'intégrité biologique (valeurs d'ISB_{Survot}) et l'ensemble de la structure des communautés de macroinvertébrés ne diffèrent pas significativement avant et après le nettoyage, mais semblent différer entre les périodes d'échantillonnage de septembre et octobre. Finalement, l'intégrité biologique était tout de même précaire et mauvaise pour les échantillons qui n'ont pas été nettoyés (Sites CHAU 1; 1,8; 21,5 et 39).

En somme, ces résultats suggèrent que, nonobstant le nettoyage de la rivière, les perturbations reliées au déversement de pétrole ont eu un impact significatif et important sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Toutefois, tel que mentionné plus tôt, le peu de sites ayant été échantillonnés, avant et après le nettoyage de la rivière, ne permet pas de prétendre, hors de tout doute, que le nettoyage n'a pas eu d'effet négatif sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

4.3 RELATION ENTRE LE NIVEAU D'INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE ET LES SOURCES DE DÉGRADATION : IDENTIFICATION DES FACTEURS DE PERTURBATION

Selon les résultats de l'étude, trois perturbations associées au déversement de pétrole peuvent être responsables de l'état principalement précaire de la rivière Chaudière : (1) le pétrole lui-même, (2) le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic (durant dix jours suivant le déversement) et (3) les variations de débits en aval du barrage de Lac-Mégantic. Ces impacts sont plausibles, car la structure des communautés de macroinvertébrés est sensible autant aux perturbations physiques que chimiques de leur habitat.

La tendance générale de la qualité de l'eau et des sédiments, ainsi que des débits à la sortie du barrage de Lac-Mégantic, a été établie à partir des données disponibles, mises en relation avec le niveau d'intégrité biologique, afin de tenter de départager l'effet des différentes sources de perturbation reliées au déversement de pétrole. Une relation directe entre les données relatives à la qualité de l'eau et aux débits n'a pas été possible, car les données de qualité de l'eau disponibles ne correspondaient pas directement aux sites et aux périodes d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques, alors que les données de débits n'étaient disponibles qu'à l'exutoire du barrage de Lac-Mégantic. Seules les données relatives à la qualité des sédiments étaient disponibles aux sites et aux périodes d'échantillonnage des macroinvertébrés.

Toutefois, seule la tendance générale de la contamination des sédiments a été mise en relation avec le niveau d'intégrité biologique, car les concentrations chimiques dans les sédiments sont variables dans le temps et à l'intérieur d'un même tronçon (Golder Associés Ltée, 2014) et ne reflètent pas les quantités biodisponibles pour les macroinvertébrés. De plus, l'effet synergique que peuvent avoir plusieurs contaminants sur ceux-ci, même s'ils sont présents en faibles quantités, ne peut être considéré. Malgré ces limitations, des correspondances ont pu être effectuées entre la tendance générale des données disponibles permettant de caractériser les perturbations chimiques et physiques du milieu et les niveaux d'intégrité biologique mesurés dans la section amont de la rivière Chaudière.

4.3.1 Effet du pétrole brut sur les communautés de macroinvertébrés benthiques

Le pétrole ou les hydrocarbures en général, peuvent affecter directement les macroinvertébrés benthiques, en produisant des effets toxiques létaux ou des effets physiques sur ceux-ci. En effet, des effets toxiques létaux peuvent être occasionnés, à court terme, par l'exposition à des fractions solubles dans l'eau ou à des produits de dégradation ou, à plus long terme, par l'exposition aux résidus de pétrole adsorbés dans les sédiments et dans la matière organique. Les composés responsables de cette toxicité changent en composition et en quantité, à mesure que le pétrole se dégrade (Blumer et Sass, 1972; Wong *et al.*, 1984), ce qui complique l'évaluation des effets des hydrocarbures sur les macroinvertébrés benthiques. À long terme, cette exposition peut également occasionner la mortalité par bioaccumulation des hydrocarbures (Woodward *et al.*, 1981). Les macroinvertébrés peuvent également être affectés physiquement par les hydrocarbures, car ceux-ci, particulièrement le pétrole, peuvent colmater leurs membranes respiratoires (Bury, 1972; Simpson, 1980; Woodward *et al.*, 1981; Woodward *et al.*, 1987; Bhattacharya *et al.*, 2003), donc inhiber leur respiration et causer des lésions pathologiques (Simpson, 1980).

Les macroinvertébrés benthiques peuvent être affectés indirectement par la destruction et la contamination de leur nourriture par les hydrocarbures (matière organique, algues, plantes supérieures et invertébrés), entre autres, par la diminution de la production primaire d'algues (Dickman, 1971; Lock *et al.*, 1981; Wong *et al.*, 1984; Bhattacharya *et al.*, 2003). Les hydrocarbures peuvent également causer la mortalité et retarder la recolonisation des macroinvertébrés, en détruisant leur habitat (Snow et Rosenberg, 1975; Lock *et al.*, 1981; Poulton *et al.*, 1998). Finalement, la décomposition microbienne des hydrocarbures peut occasionner de l'anoxie en augmentant la consommation d'oxygène nécessaire à celle-ci (Harrel, 1985; Couceiro *et al.*, 2006).

En somme, l'exposition des macroinvertébrés benthiques au pétrole ou à leurs produits de dégradation, de même que leurs impacts sur leur nourriture et leur habitat, occasionnent leur mortalité et affectent leur reproduction et leur recolonisation.

Les données disponibles ont montré que l'impact du pétrole lui-même est peu perceptible dans les analyses de la qualité de l'eau, car seulement dix dépassements de critères ont été mesurés et uniquement pour les hydrocarbures C₁₀-C₅₀, dont trois fois le CVAA aux kilomètres 1 et 9. Les faibles concentrations en oxygène dissous mesurées aux kilomètres 1, 31 et 34, soit sous le CVAC de 5 mg/L, peuvent toutefois être révélatrices de la décomposition microbienne du pétrole, celle-ci pouvant occasionner de l'anoxie en augmentant la consommation d'oxygène dans le milieu. Cet effet a notamment été mesuré dans les études de Harrel (1985) et de Couceiro *et al.* (2006). L'effet du pétrole est davantage perceptible dans les données de sédiments. De plus, la continuité spatiale des prélèvements de sédiments permet de donner un portrait davantage exhaustif de la contamination par le pétrole, que les données ponctuelles de qualité de l'eau. Règle générale, les concentrations en hydrocarbures C₁₀-C₅₀ et en HAP montrent que la contamination s'étend jusqu'au kilomètre 85, mais également que la zone de contamination maximale se localise surtout dans les 20 premiers kilomètres, que ce soit dans les zones d'accumulation des sédiments ou dans les sables, les graviers et les galets, et ce, sur les deux rives de la rivière Chaudière. Une diminution générale des concentrations en HAP est observée dans les zones de sédimentation, plus on s'éloigne du site du déversement de pétrole. Le niveau d'intégrité biologique est donc représentatif du patron général de contamination de la partie amont de la rivière Chaudière, il augmente généralement de l'amont vers l'aval. Toutefois, la zone de contamination maximale des sédiments, localisée entre les kilomètres 3,5 et 9, ne correspond pas au niveau d'intégrité biologique le plus faible, qui se retrouve dans les deux premiers kilomètres du secteur amont de la rivière Chaudière.

En somme, il est permis de suggérer que le pétrole a affecté, de façon plus importante les communautés de macroinvertébrés benthiques, d'amont en aval de la rivière Chaudière. Cette hypothèse est plausible, car l'impact du pétrole sur les communautés de macroinvertébrés benthiques a été montré dans de nombreuses études, celui-ci pouvant être perceptible un an suivant le déversement, et même plus de 26 mois dans le pire des cas (Ex. : Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998; Couceiro *et al.*, 2006).

4.3.2 Effet du déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic

Les rejets en provenance des milieux urbains contribuent à de nombreux apports dans les milieux récepteurs, soit : des apports de matières en suspension augmentant la turbidité du milieu; d'eaux fortement désoxygénées; de matière organique biodégradable, entraînant une consommation rapide de l'oxygène dissous; d'ions ammonium, éventuellement transformés en ammoniac, forme chimique toxique selon le pH; de micropolluants organiques et minéraux; et de bactéries pathogènes (Parent-Raoult et Boisson, 2007).

Les concentrations en nutriments, en matière organique et en composants toxiques modifient la richesse spécifique, la diversité et la composition des communautés de macroinvertébrés (Barbour *et al.*, 1999).

Une augmentation des concentrations en nutriments provoque une diminution des taxons les moins tolérants et la prédominance des taxons généralistes tolérants (Delong et Brusven, 1998). Les concentrations élevées en matière organique favorisent la présence d'organismes tolérants de fortes concentrations en COD et de faibles concentrations en oxygène (Merritt et Cummins, 1996). Les valeurs de l'indice Hilsenhoff et les cotes de tolérance des taxons aux perturbations sont d'ailleurs déterminées principalement en fonction du degré de tolérance des organismes à la pollution organique (Hilsenhoff, 1987; 1988).

Les données limnologiques et physico-chimiques disponibles aux kilomètres 1, 9, 31 et 34, en juillet et en août 2013, ainsi que les données d'échantillonnage mensuel du MDDEFP, en aval de Saint-Ludger, permettent d'évaluer sommairement la qualité de l'eau dans les quarante premiers kilomètres en amont de la rivière Chaudière, avant l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques. Elles permettent, entre autres, d'évaluer si un effet du déversement d'eaux usées est possible, en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic, sur les communautés de macroinvertébrés. Cette source de contamination est également présente dans la section située complètement en amont de la rivière Chaudière. Règle générale, les données montrent que les dépassements de critères ne sont pas récurrents et que les eaux, dans la section amont de la rivière Chaudière, étaient oligotrophes durant cette période. Toutefois, des valeurs ponctuelles plus élevées, dont des dépassements de critère ponctuels pour l'oxygène dissous, le pH, le phosphore total et les coliformes fécaux, suggèrent qu'il y a eu des épisodes de contamination bactérienne et physico-chimique, particulièrement en juillet. Ces dépassements peuvent être expliqués par l'absence de traitement des eaux usées de Lac-Mégantic, au début du mois de juillet. Ces épisodes de contamination ont pu avoir un effet ponctuel sur l'intégrité biologique de la rivière, notamment en entraînant une consommation de l'oxygène dissous par dégradation bactérienne. Toutefois, le déversement d'eaux usées était de courte durée et difficilement mesurable à l'aide des données physico-chimiques disponibles. De plus, les données montrent que les dépassements de critères n'étaient pas récurrents et que les eaux étaient oligotrophes durant toute la période de l'étude. Ces considérations tendent à suggérer que le rejet d'eaux usées, en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic, a eu un impact secondaire sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

4.3.3 Effet des variations de débits en aval du barrage de Lac-Mégantic

Selon Yount et Niemi (1990), l'exposition des macroinvertébrés benthiques aux inondations et aux crues, de même que l'impact de ces dernières sur leur nourriture et leur habitat, occasionnent la dérive des macroinvertébrés et leur mortalité, tout en affectant leur reproduction et leur recolonisation. Les inondations et les crues ont donc un effet similaire aux polluants sur les macroinvertébrés. En effet, elles créent une diminution importante et rapide du nombre de taxons, suivie par une période de recolonisation, lorsque les débits normaux sont rétablis (Hynes, 1970). De plus, l'impact diminue généralement d'amont en aval, en s'éloignant de la source d'inondation ou de la crue (Hynes, 1970; Doeg, 1984).

Toutefois, certains prétendent qu'elles ne représentent pas de véritables perturbations, car les macroinvertébrés sont adaptés aux fluctuations saisonnières (Ex. : Resh *et al.*, 1988). D'autres suggèrent qu'elles représentent une perturbation uniquement dans les cours d'eau dont les variations de débits ne sont pas récurrentes, car les communautés de macroinvertébrés benthiques n'y sont pas adaptées (Ex. : Cobb *et al.*, 1992).

Selon la littérature, les crues ou les variations de débits importantes occasionnées par la gestion du barrage de Lac-Mégantic, afin de contrôler le niveau du lac et d'assurer la sécurité des travailleurs durant les travaux de nettoyage de la rivière Chaudière, pourraient avoir eu un effet sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Elles pourraient, en partie, avoir contribué aux faibles valeurs d'intégrité biologique mesurées dans la section de la rivière Chaudière, et ce, dans la mesure où ces variations de débits sont inhabituelles durant cette période de l'année. De plus, cette source de perturbation est localisée à l'amont complètement de la rivière Chaudière, pouvant ainsi expliquer le gradient amont-aval d'intégrité biologique. Cette hypothèse est plausible, car selon les données de débits, de grandes variations ont eu lieu entre le 15 juin et le 1^{er} novembre 2013, en plus de nombreuses variations diurnes, passant d'un minimum d'environ 2,5 m³/s à un maximum d'environ 30 m³/s à l'exutoire du barrage de Lac-Mégantic. Ces variations de débits semblent moins fréquentes pour la même période de l'année, de 2010 à 2012, mis à part des événements exceptionnels, tels que les crues survenues à la fin du mois d'août 2011 à la suite de pluies importantes engendrées par l'ouragan Irène.

Conséquemment, il est permis de suggérer que les variations anormales de débits, occasionnées par la gestion particulière du barrage de Lac-Mégantic durant cette période de l'année, ont possiblement ajouté un stress sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et de façon plus importante, d'amont en aval de la rivière. De plus, les variations de débit survenues entre les deux périodes d'échantillonnage pourraient expliquer, en partie, le niveau d'intégrité généralement plus faible en octobre comparativement à septembre, pour la plupart des sites.

Cette hypothèse est plausible, car l'impact des crues sur les communautés de macroinvertébrés benthiques a été montré dans de nombreuses études, celui-ci pouvant être perceptible durant quelques jours, à près d'un an (Ex. : Minshall *et al.*, 1983; Molles, 1985; Meffe et Minckley, 1987; Coobs *et al.*, 1992). Toutefois, il faut souligner que ces communautés devraient être adaptées à une certaine variation des débits.

4.3.4 Combinaison des facteurs de perturbations

Les résultats de l'étude montrent qu'il s'avère difficile de départager clairement l'effet des différentes sources de perturbation reliées au déversement de pétrole, à partir des données de qualité de l'eau et des sédiments disponibles, de même qu'avec les données de débits récoltées à l'exutoire du barrage de Lac-Mégantic.

Ces données, ainsi que la littérature, suggèrent que la combinaison de facteurs de perturbation, principalement le pétrole et les variations de débits, pourrait expliquer la diminution du niveau d'intégrité biologique de la section amont de la rivière Chaudière. Considérant que certaines variables des communautés de macroinvertébrés benthiques peuvent être particulièrement sensibles ou tolérantes à certains types de perturbations, une analyse de celles-ci peut contribuer à identifier les principaux facteurs de perturbation.

4.4 RELATION ENTRE LES CARACTÉRISTIQUES DE LA STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES AFFECTÉES PAR LE DÉVERSEMENT DE PÉTROLE ET LES FACTEURS DE PERTURBATION

4.4.1 Caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques affectées par le déversement de pétrole

Le déversement de pétrole brut, et possiblement les perturbations reliées, ont affecté de façon significative et importante la composition taxonomique (structure) et la diversité (nombre de taxons) des communautés de macroinvertébrés benthiques de la section amont de la rivière Chaudière. La densité, soit le nombre d'organismes, semble par contre moins affectée. Les insectes peu tolérants aux perturbations, dont principalement les taxons sensibles Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera (cote de tolérance généralement < 4) ont été particulièrement affectés par ces perturbations. Leur abondance relative, de même que celle des insectes en général, était également plus faible en octobre qu'en septembre, ce qui explique en grande partie la diminution du niveau d'intégrité biologique entre les deux périodes d'échantillonnage. Parmi ceux-ci, les Plecoptera (tels les Perlidae) étaient complètement absents jusqu'au kilomètre 7,5 et n'atteignaient pas une abondance relative de plus de 2,3% avant le kilomètre 26, alors qu'ils forment de 6% à 8% des communautés de référence (rivières Nebnellis et Samson). Ainsi, l'abondance, et simplement la présence des Plecoptera, semblent particulièrement affectées par les perturbations reliées au déversement de pétrole. Il est possible, tel que mentionné dans les études de Bury (1972), Simpson (1980), Woodward *et al.* (1981), Woodward *et al.* (1987) et Bhattacharya *et al.* (2003), que le pétrole ait colmaté leurs membranes respiratoires (branchies). Il en est de même pour les Ephemeroptera (Heptageniidae) et les Coleoptera (Spephenidae) qui sont complètement absents jusqu'au kilomètre 7,5. Ces derniers ont également des branchies externes. Les Trichoptera sont également peu présents dans les sites localisés en amont de la rivière Chaudière, avec des abondances relatives variant de 0,4% à 8,6%, alors qu'elles varient de 9,6% à 24,8% dans les sites de référence. Dans l'étude menée par Pelletier et St-Onge (1998) dans la rivière Chaudière en 1994, les Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera représentaient respectivement 14%, 3,5% et 13,6% des taxons dans la partie amont de la rivière.

Ainsi, les Plecoptera n'étaient pas abondants à cette époque, mais étaient tout de même présents, et les Trichoptera étaient davantage abondants.

De plus, l'abondance de ceux-ci diminuait d'amont en aval de la rivière Chaudière à cette époque, alors qu'à l'inverse celle-ci augmentait d'amont en aval en 2013, à la suite du déversement de pétrole.

Les non-insectes tolérants, dont particulièrement les mollusques, qui comprennent les gastéropodes et les bivalves (cote de tolérance > 6), les crustacés (cote de tolérance > 6), les Oligochaeta (cote de tolérance = 8), ainsi que l'insecte Chironomidae (cote de tolérance > 6) semblent moins affectés ou favorisés par les perturbations occasionnées par le déversement de pétrole. Les crustacés, de même que les non-insectes en général, sont également plus abondants en octobre qu'en septembre. L'abondance relative des crustacés, parfois élevée à certains sites, demeure toutefois énigmatique. Il faut être prudent dans l'interprétation de l'abondance de certains de ces taxons. Par exemple, l'absence de mollusques dans les sites de référence ne signifie pas nécessairement qu'ils ne sont pas favorisés dans les milieux peu altérés, mais peut-être simplement que l'habitat naturel de ces deux rivières ne favorise pas ces taxons. Finalement, selon le sous-indice Hilsenhoff (FBI_v), une pollution organique et une diminution des concentrations en oxygène dissous pourraient avoir été engendrées par les perturbations reliées au déversement de pétrole et pourraient être plus importantes en octobre, comparativement à septembre.

4.4.2 Effets des perturbations sur les caractéristiques de la structure affectées

La sensibilité des taxons Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera aux perturbations occasionnées par le déversement de pétrole dans la rivière Chaudière s'explique en grande partie par le fait qu'ils sont considérés comme étant généralement les plus sensibles aux perturbations (Hilsenhoff, 1988) et que leur temps de recolonisation des milieux perturbés est plus lent que la plupart des autres taxons. Il a été montré dans la littérature que les taxons d'EPT sont, entre autres, sensibles aux hydrocarbures, à la pollution organique et aux crues. En effet, les études consultées ont montré que les EPT semblent particulièrement sensibles aux hydrocarbures (Ex. : Rosenberg et Wiens, 1976; Barton et Wallace, 1979; Pontash et Brusven, 1988; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998). Par exemple, dans l'étude de Crunkilton et Duchrow (1990), la diversité et le nombre de taxons d'Ephemeroptera et de Plecoptera étaient plus faibles en aval du déversement de pétrole brut, survenu dans la rivière Asher Creek au Missouri, et quelques espèces d'EPT ont été absentes durant neuf mois. Crunkilton et Duchrow (1990) attribuent les effets sur le genre *Baetis* (Ephemeroptera, Baetidae) et l'espèce *Isoperla bilineata* (Plecoptera, Perlodidae) aux interférences respiratoires des branchies provoquées par les hydrocarbures. De plus, des études ont montré que les EPT semblent également sensibles aux crues (Ex. : Doeg, 1984; Molles, 1985; Cobb *et al.*, 1992). Par exemple, l'étude de Doeg (1984) a montré que la dominance des taxons a été modifiée suite à la vidange d'un barrage, passant d'une dominance des Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Gripopterygidae (Plecoptera), Glossosomatidae (Trichoptera) et Elmidae (Coleoptera) à une dominance des Chironomidae (Diptera) et des Oligochaeta.

Finalement, la sensibilité des taxons EPT aux concentrations en nutriments et en matière organique, qu'elles soient d'origine agricole ou urbaine, a été démontrée dans de nombreuses études, dont celles menées dans les cours d'eau du Québec (Ex. : Primeau *et al.*, 1999; Pelletier, 2002; MDDEFP, 2012a) et dans la rivière Chaudière (Pelletier et Saint-Onge, 1998).

Contrairement aux taxons EPT, la tolérance de certains taxons aux perturbations a également été montrée dans d'autres études. En effet, des études portant sur l'impact de déversements d'hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques ont montré que les Annelida, telles que les sous-classes Hurdinea et les Oligochaeta, sont tolérants aux hydrocarbures (McCauley, 1966; Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Lytle et Peckarsky, 2001; Smith *et al.*, 2010). Les Diptera y sont aussi généralement tolérants, dont les Chironomidae et les Simuliidae (Rosenberg et Wiens, 1976; Crunkilton et Duchrow, 1990). Les études de Doeg (1984) et Molles (1985) ont montré que les Diptera, surtout les Chironomidae, et les Oligochaeta semblent également davantage résistants aux crues.

Outre leur sensibilité aux perturbations, le temps de recolonisation nécessaire aux divers taxons diffère d'un taxon à un autre. En effet, selon Niemi *et al.* (1990), peu importe la nature de la perturbation, les EPT prennent généralement plus de temps pour recoloniser un milieu perturbé que les Diptera, dont les Chironomidae constituent la famille la plus abondante. Plusieurs chercheurs (Ex. : Molles, 1985; Merritt et Cummins, 1996) suggèrent que le temps de résilience plus élevé des EPT s'explique en grande partie parce qu'ils se composent surtout d'espèces qui se reproduisent une seule fois par année. Les Ephemeroptera réapparaissent dans les milieux perturbés après les Diptera, puis suivent les Trichoptera et les Plecoptera, en grande partie parce que les larves des deux premiers taxons sont plus facilement transportées par le courant (Molles, 1985; Niemi *et al.*, 1990; Lamberti *et al.*, 1991). Les mollusques recolonisent lentement les milieux perturbés en raison de leur faible mobilité (Cairns, 1990). Parmi ceux-ci, Williams et Hynes (1976) mentionnent que les pélécy-podes (bivalve) semblent particulièrement restreints à la migration vers l'amont. À l'inverse, les Diptera ont un temps de génération court, ce qui leur permet une recolonisation plus rapide.

En somme, comme il a été montré par la littérature consultée, les mêmes taxons et les mêmes variables de communautés peuvent être affectés autant par le pétrole, par les variations de débits (impact des crues) que par les concentrations en nutriments et en matière organique. Cette constatation est logique, car les macroinvertébrés benthiques sont sensibles autant aux perturbations de l'habitat physique, qu'à celles de la physico-chimie des cours d'eau (Barbour *et al.*, 1999). Il s'avère particulièrement difficile de départager l'effet des différentes sources de perturbations reliées au déversement de pétrole, à partir des taxons de macroinvertébrés.

5 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

5.1 CONCLUSION

L'accident ferroviaire survenu le 6 juillet 2013 à Lac-Mégantic a occasionné le déversement de 100 000 litres de pétrole brut dans la rivière Chaudière. La présente étude avait pour objectif d'évaluer l'impact du déversement de pétrole, et des autres perturbations reliées à celui-ci, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière. Les autres perturbations considérées étaient : les travaux de nettoyage de la rivière, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de Lac-Mégantic et les variations des débits en aval du barrage de Lac-Mégantic.

Cette étude s'ajoute à d'autres ayant été menées dans le monde depuis quelques décennies, surtout aux États-Unis (Ex. : McCauley, 1966; Woodward et Riley, 1983; Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998), mais également en Espagne (Ex. : Meynell, 1973; Damàsio *et al.*, 2007) et au Brésil (Ex. : Couceiro *et al.*, 2006). Des études expérimentales menées en rivière ont également été réalisées au Canada (Ex. : Rosenberg et Wiens, 1976; Lock *et al.*, 1981). L'originalité de la présente étude est qu'en plus d'évaluer l'impact du pétrole lui-même, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, elle tente également d'évaluer l'effet du nettoyage de la rivière Chaudière, ce qui est tout à fait unique en regard de la littérature consultée.

Les résultats montrent que l'ensemble des perturbations reliées au déversement de pétrole a eu un impact significatif et important sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de la partie amont de la rivière Chaudière et que cet impact diminue généralement de l'amont vers l'aval de celle-ci. Il est également possible d'affirmer que ces perturbations ont eu un effet certain jusqu'au kilomètre 26,5. Les résultats de l'étude suggèrent cependant que le nettoyage de la rivière n'a pas affecté significativement les communautés de macroinvertébrés. Toutefois, le peu de sites ayant été échantillonnés avant et après le nettoyage de la rivière ne permet pas de prétendre, hors de tout doute, que ce nettoyage n'a pas eu d'effet négatif sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

Les données de qualité des sédiments et les nombreuses études consultées, portant sur l'impact des déversements d'hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, ont cependant toutes montré un impact important à long terme sur celles-ci (rétablissement des communautés au-delà d'un an). Ces informations suggèrent que le pétrole est un important facteur responsable de la diminution du niveau d'intégrité biologique de la section amont de la rivière Chaudière. Toutefois, la littérature consultée suggère également que les variations de débits, qui ont été fréquentes à la suite du déversement, ont contribué à cette dégradation. Le déversement d'eaux usées de courte durée (dix jours suivant le déversement de pétrole), difficilement mesurable à l'aide des données physico-chimiques disponibles, pourrait avoir eu un impact secondaire.

En effet, les données montrent que les eaux étaient généralement oligotrophes durant l'ensemble de la période à l'étude.

5.2 PERSPECTIVES

Les perspectives de récupération à long terme de la rivière Chaudière, à la suite du déversement de pétrole survenu le 6 juillet 2014, portent sur deux éléments principaux : le temps de récupération nécessaire et la résilience des communautés de macroinvertébrés benthiques.

Une revue de la littérature portant sur l'impact des hydrocarbures et des méthodes de nettoyage, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques (Grenier, 2014), suggère qu'il est possible d'évaluer à plus d'un an le temps nécessaire aux communautés de macroinvertébrés benthiques pour retrouver leur état initial. Toutefois, nous ne pouvons pas statuer sur une période plus précise, car toutes les études consultées, portant sur les déversements d'hydrocarbures, mentionnent que les communautés de macroinvertébrés n'étaient pas revenues à leur état initial à la fin de l'étude, la période la plus longue étant de 26 mois. Il aurait fallu poursuivre les études au-delà de ces périodes pour être en mesure d'évaluer le temps nécessaire à un rétablissement complet. De plus, d'autres perturbations s'ajoutent aux impacts occasionnés par le déversement lui-même, ce qui était rarement le cas dans les études consultées. Cette combinaison de facteurs pourrait avoir occasionné, à court terme, des dommages aux communautés de macroinvertébrés encore plus importants que ceux répertoriés dans la littérature, ainsi qu'un temps de rétablissement encore plus long.

Ces conclusions s'appuient sur des éléments montrés dans la littérature consultée. En effet, l'ensemble des études portant sur les déversements d'hydrocarbures a montré des temps de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques supérieurs à un an. De plus, le déversement de pétrole brut, survenu à Lac-Mégantic, regroupe plusieurs caractéristiques favorisant un impact plus important et des conséquences à long terme sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. En effet, il s'agit d'un déversement d'une grande quantité de pétrole brut, en amont du cours d'eau, survenu en période d'étiage. Il a été suggéré dans la littérature que le pétrole brut est plus persistant dans l'environnement que les dérivés plus légers du pétrole (Ex. : diesel). Le déversement survenu en amont du cours d'eau a eu pour effet de répandre la contamination d'amont en aval de la rivière et de limiter la dérive de taxons en provenance de l'amont, donc de défavoriser une recolonisation rapide du cours d'eau. Toutefois, la présence de tributaires de bonne qualité à l'amont du bassin versant de la rivière Chaudière, dont les rivières Nebnellis et Samson, peut permettre un rétablissement adéquat. La période d'étiage, durant laquelle a eu lieu le déversement, a contribué à limiter la dilution du pétrole et l'évacuation de celui-ci par des écoulements turbulents. Toutefois, la présence du barrage a permis de contenir une partie du pétrole et de créer des écoulements turbulents périodiquement, ce qui pourrait avoir facilité la récupération et l'évacuation de celui-ci.

Il est également permis de prétendre que la période hivernale de 2013-2014 aura eu pour effet de retarder la recolonisation, principalement en retardant la reproduction et l'oviposition¹⁰ des macroinvertébrés benthiques. Finalement, en raison de leur importance dans la chaîne alimentaire, notamment comme source de nourriture pour les poissons, un impact à long terme sur l'ensemble de l'écosystème aquatique est à prévoir.

Malgré les impacts à court et long termes anticipés sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, les divers mécanismes de recolonisation possibles assureront la résilience de leur population. Le rétablissement de la rivière Chaudière impliquera la recolonisation d'organismes en provenance de sources externes ou de refuges et sera possiblement principalement réalisé par la dérive de macroinvertébrés en provenance des tributaires à l'amont de la rivière Chaudière (Ex. : Nebnellis, Samson, Madison, Glen, etc.). Il pourrait être principalement caractérisé par la recolonisation progressive des taxons d'EPT, dont particulièrement les Plecoptera, à leur niveau initial précédant le déversement de pétrole.

¹⁰ Ponte d'œufs chez les insectes.

6 RECOMMANDATIONS

Des recommandations sont émises en fonction des résultats obtenus de cette étude et de la littérature consultée, portant sur l'impact des déversements d'hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques (Grenier, 2014).

1. Reconduire la campagne de caractérisation en septembre 2014

La première recommandation consiste à poursuivre l'étude en 2014, afin de vérifier l'état de rétablissement de la rivière Chaudière. La campagne 2014 doit être effectuée aux mêmes sites qu'en 2013. En effet, l'étude effectuée à l'automne 2013 a montré que le déversement de pétrole, et possiblement les perturbations associées, ont eu un impact important et significatif sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. De plus, selon la littérature consultée, il est à prévoir que cet impact sera toujours perceptible en septembre 2014, soit un an après le déversement. Conséquemment, cette seconde étude permettrait d'évaluer si les communautés de macroinvertébrés benthiques de la section amont de la rivière Chaudière sont entièrement rétablies un an plus tard. Dans le cas inverse, cette seconde étude permettrait d'évaluer le niveau d'intégrité restant toujours à atteindre. Un impact mesuré après un an pourrait être indicatif de trois éléments principaux : une recolonisation insuffisante, une altération de l'habitat ou une persistance du pétrole dans les sédiments. En effet, les autres perturbations associées au déversement ne devraient plus être présentes en 2014, puisque la station d'épuration des eaux usées de Lac-Mégantic est maintenant en fonction et que la gestion des débits en aval du barrage de Lac-Mégantic est revenue à la normale.

2. Procéder à une caractérisation avant et après les travaux de nettoyage

Si un nettoyage de la rivière est mis en oeuvre, il est recommandé d'effectuer un échantillonnage des macroinvertébrés benthiques avant et après le nettoyage, et ce, à tous les sites, afin d'être à même d'isoler l'effet de celui-ci, donc de mieux cerner l'impact du pétrole à long terme.

3. Caractériser les zones les plus affectées par le déversement de pétrole

Cette autre recommandation consiste à échantillonner les macroinvertébrés benthiques dans les aires de sédimentation qui représentent les zones les plus contaminées par le pétrole de la rivière Chaudière (Golder Associés Ltée, 2014). Une analyse des communautés de macroinvertébrés permettrait ainsi d'évaluer le niveau d'intégrité biologique dans les secteurs les plus problématiques de la rivière Chaudière.

4. Effectuer un suivi des taxons « clé »

Une identification taxonomique ponctuelle sommaire, effectuée dès le début de l'été 2014, permettrait de documenter la recolonisation des taxons d'Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera.

La simple présence de taxons de Plecoptera et d'Ephemeroptera (Heptageniidae), dans les sept premiers kilomètres de la section amont de la rivière Chaudière, constituerait un bon indicateur de rétablissement de la rivière Chaudière. En effet, il a été montré dans l'étude que ces taxons avaient été particulièrement affectés par les perturbations occasionnées par le déversement de pétrole.

5. Effectuer le suivi des concentrations en oxygène dissous (indicateur de pollution)

Un suivi ponctuel des concentrations en oxygènes dissous, indicateur potentiel d'une contamination par le pétrole, devrait être effectué dès le début de l'été 2014. En effet, il a été montré que l'anoxie peut être occasionnée par la dégradation microbienne du pétrole.

7 RÉFÉRENCES

- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. et Stribling, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html.
- Barton, D. R. et Wallace, R. R. 1979. The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates. Fisheries and Environment Canada, 18 : 305-312.
- Bhattacharya, S., Klerks, P. L. et Nyman, J. A. 2003. Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms. Environmental Pollution, 122 : 205-215.
- Bergeron, A.-S. Communication personnelle 2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). Courriel reçu le 18 mars 2014.
- Berryman, D. et Nadeau, A. 1998. La rivière Chaudière : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques, pages 3.1 à 3.37, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- Blumer, M. et Sass, J. 1972. Oil pollution persistence and degradation of spilled fuel oil. Science, 176 : 1120-1122.
- Bode, R. W., Novak, M. A. et Abele, L. E. 1996. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, Albany (New York), NYS Department of Environmental Conservation, 89 p.
- Bode, R. W., Novak, M. A., Abele, L. E., Heitzman, D. L. et Smith, A. J. 2002. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, Albany (New York), Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation, 41 p. (dont 13 annexes).
- Burton, J. et Gerritsen, J. 2003. A Stream Condition Index for Virginia Non-Costal Streams, Tetra Tech, Inc, Prepared for U.S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water, U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division and Virginia Department of Environmental Quality, 163 p.
- Bury, R. B. 1972. The effects of diesel fuel on a stream fauna. California Fish and Game Bulletin, 58 : 291-295.

- Cairns, J. Jr. 1990. Lack of theoretical basis for predicting rate and pathways of recovery, *Environmental Management*, 14 : 517-526
- CEHQ- Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) 2014. Historique des débits à la station hydrométrique localisée en aval du barrage Mégantic, données journalière et instantanées. Site web consulté le 19 mars 2014. Dernière mise à jour des données le 18 mars 2014. http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_station.asp?NoStation=02342
- Cobb, D. G., Galloway, T. D., et Flannagan, J. F. 1992. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 : 1788-1795.
- Couceiro, S. R. M., Forsberg, B. R., Hamada, N. et Ferreira, R. L. M. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of cururu stream, Manaus, AM, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1A) : 35-44.
- Crunkilton, R. L. et Duchrow, R. M. 1990. Impact of a Massive Crude Oil Spill on the Invertebrate Fauna of a Missouri Ozark Stream. *Environmental Pollution*, 63 : 13-31.
- Damácio, J. B., Barata C., Munné A., Ginebreda, A., Guasch, H., Sabater, S., Caixach, J., Porte, C. 2007. Comparing the response of biological indicators (biomarkers) and biological indices to diagnose the ecological impact of an oil spillage in a Mediterranean river (NE Catalunya, Spain). *Chemosphere*, 66 : 1206-1216.
- Delong, M. D. et Brusven, M. A. 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental management*, 22 : 445-457.
- Dickman, M. 1971. Preliminary notes on changes in algal primary productivity following exposure to crude oil in the Canadian arctic. *The Canadian field-Naturalist*, 85 : 249-251.
- Doeg, T. J. 1984. Response of the macroinvertebrate fauna of the Mitta Mitta River, Victoria, to the construction and operation of Dartmouth Dam. 2. Irrigation Release. *Occasional Papers from the Museum of Victoria*, 1 : 101-112.
- Doods, W. K., Jones, J. R. et Welch, E. B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32 : 1455-1462.

- EC et MDDEP- Environnement Canada (EC) et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 p.
- Fore, L. S. 2003. Developing Biological Indicators: Lessons Learned from Mid-Atlantic Streams, Report prepared for EPA under Contract No. 50-CMAA-900065, EPA 903/R-003/003, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Environmental Information and Mid-Atlantic Integrated Assessment Program, Region 3, Ft. Meade, MD.
- Gerritsen, J., Burton, J. et Barbour, M. T. 2000. A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams, Tetra Tech, Inc., Owings Mills, Maryland. Prepared for West Virginia Department of Environmental Protection, Charleston, NC, pagination multiple.
- Godin, F. Communication personnelle 2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement. Courriel reçu le 22 mars 2014.
- Golder Associés Ltée, 2014. Rapport de caractérisation de la rivière Chaudière. Rapport préparé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). N/Réf. : 001-13-1222-0073-RF-REV0, 75 p. + 8 annexes.
- Grenier, M. 2010. Évaluation du niveau d'intégrité biologique des rivières du Québec à partir de l'Approche par conditions de référence et du système GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé). Thèse de doctorat déposée à l'Institut national de la recherche scientifique, centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE). 269 p. + 6 annexes.
- 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 (MDDEFP), 35 p.
- Guiney, P. D., Sykora, J. L. et Keleti, G. 1987. Environmental impact of an aviation kerosene spill on stream water quality in Cambria County, Pennsylvania. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6 : 977-988.
- Harrel, R. C. 1985. Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a southeast Texas stream. *Hydrobiologia*, 124 : 223-228.
- Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist*. 20 : 31-39.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7 : 65-68.

- Hébert, S. 1997. Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Envirodoq no EN/970102, 20 p. + 4 annexes.
- Hébert, S. et Ouellet, M. 2005. Le Réseau-rivières ou le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 2-550-45831-1 (PDF), Envirodoq no ENV/2005/0263, collection no QE/169, 9 p.
- Hynes, H. B. N. 1970. The ecology of running waters, Toronto, University of Toronto Press, 555 p.
- Kerans, B. L. et Karr, J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4 : 768-785.
- Klemm, D. J., Blocksom, K. A., Thoeny, W. T., Fulk, F. A., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R. et Cormier, S. M. 2002. Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the mid-atlantic highlands region. *Environmental monitoring and assessment*, 78 : 169-212.
- Lamberti, G. A., Gregory, S. V., Ashkenas, L. R., Wildman, R. C. et Moore, K. M. S. 1991. Stream ecosystem recovery following a catastrophic debris flow. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 : 196-208.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P. 2006. A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 : 1793-1811.
- Lock, M. A., Wallace, R. R., Barton, D. R. et Charlton, S. 1981. The effects of synthetic crude oil on microbial and macroinvertebrate benthic river communities - Part I: colonisation of synthetic crude oil contaminated substrata. *Environmental Pollution (Series A)*, 24 : 207-217.
- Lytle, D. A. et Peckarsky, B. L. 2001. Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 46 : 693-704.
- MAMROT - Ministère des Affaires municipales, Régions et Occupation du territoire (MAMROT). Site web consulté le 18 mars 2014. Dernière mise à jour 2010. <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/repertoire-des-municipalites/fiche/municipalite/29073>
- Mandaville, S. M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters – Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, Halifax (Nova Scotia), Soil and Water Conservation Service of Metro Halifax, 47 p. + 2 annexes, [<http://lakes.chebucto.org/H-1/tolerance.pdf>].

- Martel, N. et Richard, Y. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichthyologiques 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, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- McCauley, R. N. 1966. The biological effects of oil pollution in a river. *Limnology and Oceanography*, 11 : 475-486.
- McCune, B. et Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4 [computer program]. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2012a. Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-66035-4 (PDF), 72 p. (dont 7 annexes).
- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2012b. 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, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65630-2 (PDF), 62 p. (dont 10 annexes).
- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2013a. Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat -grossier, 2013. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2e édition : 88 p. (incluant 6 annexes).
- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2013b. Lignes directrice 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.
- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2013c. Critères de qualité de l'eau de surface, 3^e édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510 p. + 16 annexes.
- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2014a. Tableau-synthèse. Estimation au 27 novembre 2013 des quantités de pétrole brut léger impliquées dans l'accident à Lac-Mégantic. Disponibles au <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/lac-megantic/20131127-tableau-synthese-petrole.pdf>

- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2014b. Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA), Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Meffe, G. K. et Minckley, W. L. 1987. Persistence and stability of fish and invertebrate assemblages in a repeatedly disturbed Sonoran desert stream. *American Midland Naturalist*, 117 : 177-191.
- Merritt, R. W. et Cummins, K. W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America, 3rd Edition. Dubuque, Iowa, Kendall/Hunt Publishing company, 862 p.
- Meynell, P. J. 1973. A hydrobiological survey of a small Spanish river grossly polluted by oil refinery and petrochemical wastes. *Freshwater Biology*, 3 : 503-520.
- Mielke, P. W. Jr. et Berry, K. J. 1982. An extended class of permutation techniques for matched pairs. *Communications in Statistics-Theory and Methods*, 11 : 1197-1207.
- Minshall, G. W., Andrews, D. A. et Manuel-Faler, C. Y. 1983. Application of island biogeographic theory to streams: macroinvertebrate recolonization of the Teton River, Idaho. Pages 279–297 in J. R. Barnes and G. W. Minshall (eds.). *Stream ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York.
- MissionHGE inc. 2014. Travaux de nettoyage de la rivière Chaudière Lac-Mégantic (Québec). Rapport préparé pour Pomerleau inc. et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). N/Réf. : 13228-101/201/401/501, 57 p. + 36 annexes.
- Moisan, J. et Pelletier, L. 2008. Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86 p. (dont 6 annexes).
- Moisan, J. 2010. Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-58416-2 (version imprimée), 82 p. (incluant 1 annexe).
- Molles, M. C., Jr. 1985. Recovery of a stream invertebrate community from a flash flood in Tesuque Creek, New Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 30 : 279–287.

- Niemi, G. J., DeVore, P., Detenbeck, N., Taylor, D., Yount, J. D., Lima, A., Pastor, J. et Naiman, R. J. 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management*, 14 : 571–588.
- Parent-Raoult, C. et Boisson, J.-C. 2007. Impacts des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques : État des connaissances. *Revue des Sciences de l'Eau*, 20(2) : 229-239.
- Pelletier, L., 2002. Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2002/0291, rapport no EA/2002-02, 85 p. + 4 annexes.
- Pelletier, L. et St-Onge, J. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, pages 4.1 à 4.43, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- Pontasch, K. W. et Brusven, M. A. 1988. Macroinvertebrate response to a gasoline spill in Wolf Lodge Creek, Idaho, USA. *Archiv für Hydrobiologie*, 113 : 41-60.
- Poulton, B. C., Callahan, E. V., Hurtubise, R. D. et Mueller, B. G. 1998. Effects of an oil spill on leafpack-inhabiting macroinvertebrates in the Chariton river, Missouri. *Environmental Pollution*, 99 : 115-122.
- Poulton, B. C., Finder, S. E. et Humphrey, S. A. 1997. Effects of a crude oil spill on the benthic invertebrate community in the Gasconade river, Missouri. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33 : 268-276.
- Primeau, S., La Violette, N., St-Onge, J. et Berryman, D. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : profil géographique, sources de pollution et intervention d'assainissement, section 1, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, Québec, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.
- Resh, V. H., Brown, A.V., Covich, A. P., Gurtz, M. E., Li, H. W., Minshall, G. W., Reice, S. R., Sheldon, A. L., Wallace, J. B. et Wissmar, R. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7 : 433-455.
- Rosenberg, D. M. et Wiens, A. P. 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 Research Board of Canada*, 33 : 1955-1963.
- Scherrer, B. 1984. *Biostatistique*. Gaëtan Morin Éditeur, Chicoutimi. 850 p.

- Simpson, K. W. 1980. Abnormalities in the tracheal gills of aquatic insects collected from streams receiving chlorinated or crude oil wastes. *Freshwater Biology*, 10 : 581-583.
- Smith, P., Snook, D., Muscutt, A. et Smith, A. 2010. Effects of a diesel spill on freshwater macroinvertebrates in two urban watercourses, Wiltshire, UK. *Water and Environment Journal*, 24(4) : 249-260.
- Snow, N. B. et Rosenberg, D. M. 1975. The effects of crude oil on the colonization of artificial substrates by zoobenthos organisms. *Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep.*, 551 : 1-35.
- Thibault, G. 2008. État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Chaudière : faits saillants 2004-2006, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-53173-9 (PDF), 25 p.
- Tremblay, K. Communication personnelle, 2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). Communication téléphonique reçue le 19 mars 2014.
- Waite, I. R., Herlihy, A.T., Larsen, D. P. et Klemm, D. J. 2000. Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Journal of the North American Benthological Society*. 19 (3) : 429-441.
- Williams, D. D. et Hynes, H. B. N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos, *Oikos*, 27 : 265-272.
- Wong, C. S., Whitney, F. A., Cretney, W. J., Lee, K., McLaughlin, F., Wu, J., Fu, T. et Zhuang, D. 1984. An experimental marine ecosystem response to crude oil and Corexit 9527 : Part 1-Fate of chemically dispersed crude oil. *Marine Environmental Research*, 13 : 247-63.
- Woodward, D. F., Little, E. E. et Smith, L. M. 1987. Toxicity of five shale oils to fish and aquatic invertebrates. *Archives of Environment Contaminant Toxicology*, 16 : 239-246.
- Woodward, D. F., Mehrle, P. M. et Mauck, N. L. 1981. Accumulation and sublethal effects of a Wyoming crude oil on cutthroat trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110 : 437-445.
- Woodward, D. F. et Riley, R. G. 1983. Petroleum Hydrocarbon Concentrations in a Salmonid Stream Contaminated by Oil Field Discharge Water and Effects on Macrobenthos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12 : 327-334.
- Yount, J. D. et Niemi, G. J. 1990. Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance - A narrative review of case studies. *Environmental Management*, 14(5) : 547-569.

ANNEXE A

Description des sites d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques en 2013

RIVIÈRE	BQMA	Échantillon	NAD83 latitude	NAD83 longitude	Dates d'échantillonnage	Nettoyage ou pas
Chaudière	02340237	CHAU1,0a	45,579947	-70,874148	2013-09-19	non
Chaudière	02340237	CHAU1,0b	45,579947	-70,874148	2013-10-17	oui
Chaudière	02340238	CHAU1,8a	45,581391	-70,868418	2013-09-20	non
Chaudière	02340238	CHAU1,8b	45,581391	-70,868418	2013-10-17	oui
Chaudière	02340239	CHAU2,3a	45,585316	-70,861782	2013-09-26	oui
Chaudière	02340239	CHAU2,3b	45,585316	-70,861782	2013-10-17	oui
Chaudière	02340240	CHAU7,5a	45,614877	-70,85859	2013-09-26	oui
Chaudière	02340240	CHAU7,5b	45,614877	-70,85859	2013-10-16	oui
Chaudière	02340241	CHAU21,5a	45,686111	-70,791154	2013-09-19	non
Chaudière	02340241	CHAU21,5b	45,686111	-70,791154	2013-10-16	oui
Chaudière	02340242	CHAU26,0a	45,700844	-70,761166	2013-09-20	non
Chaudière	02340242	CHAU26,0b	45,700844	-70,761166	2013-10-16	oui
Chaudière	02340243	CHAU39a	45,759641	-70,675286	2013-09-26	non
Chaudière	02340243	CHAU39b	45,759641	-70,675286	2013-10-15	non
Nebnellis	02340244	NEBN01a	45,627643	-70,816374	2013-09-23	non (référence)
Nebnellis	02340244	NEBN01b	45,627643	-70,816374	2013-10-15	non (référence)
Samson	02340245	SAMS01a	45,793436	-70,630777	2013-09-23	non (référence)
Samson	02340245	SAMS01b	45,793436	-70,630777	2013-10-15	non (référence)

ANNEXE B

Cotes de tolérance des taxons de macroinvertébrés benthiques pour l'ISB_{Survol}

Taxons	Identification visée	Tolérance
Ephemeroptera	Baetiscidae	3
Ephemeroptera	Groupe 1.1 (Ephemeridae, Polymitarcyidae)	4*
Ephemeroptera	Potamanthidae	4
Ephemeroptera	Ephemerellidae	1
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	2
Ephemeroptera	Caenidae	7
Ephemeroptera	Leptoxyphidae (anciennement Tricorythidae)	4
Ephemeroptera	Heptageniidae	4
Ephemeroptera	Isonychiidae – <i>Isonychia</i>	2
Ephemeroptera	Groupe 1.2 (Ameletidae, Baetidae, Siphonuridae, Metretopodidae)	3*
Ephemeroptera	Ephemeroptera non identifié	3*
Trichoptera	Hydropsychidae	4
Trichoptera	Hydroptilidae	4
Trichoptera	Helicopsychidae	3
Trichoptera	Rhyacophilidae	0
Trichoptera	Groupe 2.1 (Philopotamidae, Polycentropodidae, Psychomyiidae, Dipseudopsidae)	4*
Trichoptera	Goeridae	3
Trichoptera	Leptoceridae	4
Trichoptera	Molannidae	6
Trichoptera	Groupe 2.2 (Limnephilidae, Apataniidae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Odontoceridae, Uenoidae)	2*
Trichoptera	Phryganeidae	4
Trichoptera	Glossosomatidae	0
Trichoptera	Trichoptera non identifié	3
Plecoptera	Peltoperlidae	0
Plecoptera	Pteronarcyidae	0
Plecoptera	Perlidae	1
Plecoptera	Groupe 3.1 (Capniidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae, Taeniopterygidae, Perlodidae)	1*
Plecoptera	Plecoptera non identifié	1
Hemiptera	Corixidae	5
Hemiptera	Notonectidae	-
Hemiptera	Nepidae	-
Hemiptera	Naucoridae	-
Hemiptera	Belostomatidae	-
Hemiptera	Pleidae	-
Hemiptera	Gérromorphe (Hydrometridae, Mesoveliidae, Veliidae, Gerridae, Saldidae)	p-a
Hemiptera	Hemiptera non identifié	-
Megaloptera	Sialidae - <i>Stalis</i>	4
Megaloptera	Corydalidae	0
Megaloptera	Megaloptera non identifié	2
Coleoptera (larve)	Psephenidae	4
Coleoptera (larve)	Elmidae, Lutrochidae - <i>Lutrochus</i>	4
Coleoptera (larve)	Haliplidae	5
Coleoptera (larve)	Gyrinidae	4
Coleoptera (larve)	Dytiscidae	5
Coleoptera (larve)	Hydrophiloidea (Hydrophilidae, Hydrochidae, Helophoridae)	5
Coleoptera (larve)	Coleoptera (larve) non identifié	5

Taxons	Identification visée	Tolérance
Coleoptera (adulte)	Haliplidae	5
Coleoptera (adulte)	Gyrinidae	4
Coleoptera (adulte)	Curculionidae	5
Coleoptera (adulte)	Groupe 4.1 (Hydrophilidae, Dytiscidae, Noteridae)	5*
Coleoptera (adulte)	Groupe 4.2 (Elmidae, Dryopidae, Helophoridae, Hydrochidae)	5*
Coleoptera (adulte)	Coleoptera (adulte) non identifié	5
Lepidoptera		5
Odonata	Zygoptera	7*
Odonata	Anisoptera	5
Odonata	Odonata non identifié	5
Diptera	Chironomidae	8
Diptera	Ceratopogonidae	6
Diptera	Simuliidae	6
Diptera	Groupe 5.1 (Culicidae, Chaoboridae)	8
Diptera	Tipulidae (en partie)	3
Diptera	Groupe 5.2 (Empididae, Athericidae - <i>Atherix</i>)	5
Diptera	Diptera non identifié	5*
Tardigrada	Tardigrada	-
Hydracarien	Hydracarina	6
Planaire	Planaire	6
Nemertea	Nemertea	6
Nematoda	Nematoda	5
Annelida - Oligochaeta	Annélide - Oligochaeta	8
Hirudinea	Sangsue	8
Isopoda	Isopoda	8
Amphipoda	Amphipoda	7
Decapoda	Decapoda	6
Ostracoda	Ostracoda	8
Cladocera	Cladocera	8
Copepoda	Copepoda	8
Bivalvia	Sphaeriidae	6
Bivalvia	Dreissenidae (Moule zebra ou quagga)	8
Bivalvia	Unionide (Margaritiferae, Unionidae)	6
Gastropoda sans opercule	Planorbidae	6
Gastropoda sans opercule	Lymnaeidae	6
Gastropoda sans opercule	Physidae	8
Gastropoda sans opercule	Ancylidae	6
Gastropoda avec opercule	Prosobranche (Pleuroceridae, Hydrobiidae, Viviparidae, Bithyniidae)	7*
Macroinvertebré non-identifié		

Les cotes de tolérance sont tirées de Hilsenhoff (1988) et complétées au besoin par Bode *et al.* (2002) et Bode *et al.* (1996).

* cote provisoire

p-a aucun dénombrement, taxon indiqué en présence-absence

ANNEXE C

**Valeurs de l'indice de santé du benthos – Substrat grossier,
niveau volontaire (ISB_{Survol}), et de ces six métriques**

Échantillon	Date d'échantillonnage	Indice biotique ISB_{Survot}	ISB_{Survot} Nombre de taxons	ISB_{Survot} Nombre de taxons EPT	ISB_{Survot} % de EPT - Hydropsychidae	ISB_{Survot} % de Chironomidae	ISB_{Survot} % deux taxons dominants	ISB_{Survot} Indice de Hillsenhoff
		<i>ISB_{Survot}</i>	NTTOT	NBTEPT	PEPTH	PC	PTD2	FBI
CHAU1,0a	2013-09-19	59,0	81,8	38,5	10,6	81,8	87,1	54,52
CHAU1,0b	2013-10-17	45,4	63,6	23,1	3,7	90,8	52,7	38,45
CHAU1,8a	2013-09-20	47,3	72,7	23,1	24,5	58,2	58,7	46,63
CHAU1,8b	2013-10-17	54,4	86,4	38,5	21,6	75,2	57,8	47,06
CHAU2,3a	2013-09-26	61,2	81,8	46,2	42,1	68,5	71,2	57,53
CHAU2,3b	2013-10-17	56,9	72,7	46,2	23,3	79,5	74,0	46,05
CHAU7,5a	2013-09-26	66,3	68,2	23,1	51,8	90,4	89,9	74,18
CHAU7,5b	2013-10-16	59,2	72,7	38,5	25,9	87,9	74,6	55,38
CHAU21,5a	2013-09-19	66,8	95,5	53,8	33,3	82,2	76,2	59,97
CHAU21,5b	2013-10-16	56,2	81,8	53,8	16,4	89,8	48,7	46,63
CHAU26,0a	2013-09-20	65,5	86,4	53,8	26,0	82,1	79,9	64,99
CHAU26,0b	2013-10-16	65,6	90,9	61,5	16,8	83,5	83,4	57,39
CHAU39a	2013-09-26	77,4	90,9	46,2	66,1	92,7	88,4	79,91
CHAU39b	2013-10-15	51,4	63,6	46,2	16,5	100,0	38,0	43,76
NEBN01a	2013-09-23	93,9	90,9	92,3	91,6	92,2	100,0	96,70
NEBN01b	2013-10-15	78,1	81,8	84,6	80,7	71,4	69,2	80,49
SAMS01a	2013-09-23	93,0	100,0	100,0	80,0	88,6	100,0	89,38
SAMS01b	2013-10-15	92,6	100,0	100,0	88,6	88,9	81,0	96,84

ANNEXE D

Valeurs brutes des variables des communautés de macroinvertébrés benthiques

Échantillon	Date d'échantillonnage	Nombre total de taxons	Nombre de taxons EPT	% EPT (Sans les Hydropsychidae)	% Chironomides	% taxon dominant (DEUX)	Indice biotique Hilsenhoff
		<i>NTTOT</i>	<i>NBTEPT</i>	<i>PEPTH</i>	<i>PC</i>	<i>PTD2</i>	<i>FBI_v</i>
CHAU1,0a	2013-09-19	18	5	7,7	21,6	41,4	6,2
CHAU1,0b	2013-10-17	14	3	2,7	12,9	64,5	7,32
CHAU1,8a	2013-09-20	16	3	17,8	44,2	60,5	6,75
CHAU1,8b	2013-10-17	19	5	15,7	27,9	61,1	6,72
CHAU2,3a	2013-09-26	18	6	30,6	34,3	52,1	5,99
CHAU2,3b	2013-10-17	16	6	16,9	23,8	50,2	6,79
CHAU7,5a	2013-09-26	15	3	37,6	13,3	39,5	4,83
CHAU7,5b	2013-10-16	16	5	18,8	15,7	49,8	6,14
CHAU21,5a	2013-09-19	21	7	24,2	21,2	48,7	5,82
CHAU21,5b	2013-10-16	18	7	11,9	13,9	67,2	6,75
CHAU26,0a	2013-09-20	19	7	18,9	21,3	46,2	5,47
CHAU26,0b	2013-10-16	20	8	12,2	19,9	43,9	6
CHAU39a	2013-09-26	20	6	48	11,1	40,5	4,43
CHAU39b	2013-10-15	14	6	12	2,5	74,4	6,95
NEBN01a	2013-09-23	20	12	66,5	11,6	31,8	3,26
NEBN01b	2013-10-15	18	11	58,6	31,5	53,4	4,39
SAMS01a	2013-09-23	27	16	58,1	15	28,6	3,77
SAMS01b	2013-10-15	22	14	64,3	14,7	45,5	3,25

Échantillon	Date d'échantillonnage	Densité par m ²	% Ephemeroptera	% Plecoptera	% Trichoptera	Quantité EPT sur Chironomidae	% Insectes	% Non-Insectes	% Crustacés	% Oligochaeta	% Gastéropodes	% Mollusques	% Insectes	% Non-Insectes
		DENSITE	PE	PP	PT	EPTC	PINSECT	PNONINSECT	PCRUST	POLIGO	PGAST	PMOLLUSC	PTOL	PINTOL
CHAU1,0a	2013-09-19	194,7	6,3	0	8,6	0,7	42,8	57,2	2,3	15,3	8,1	8,6	42,8	57,2
CHAU1,0b	2013-10-17	294,3	2,7	0	2,3	0,4	18,8	81,2	51,6	10,5	3,9	3,9	18,8	81,2
CHAU1,8a	2013-09-20	1075	17,8	0	1,9	0,4	66,3	33,7	8,1	16,3	5,4	5,4	66,3	33,7
CHAU1,8b	2013-10-17	332	11,4	0	4,4	0,6	45	55	9,2	33,2	6,1	6,6	45	55
CHAU2,3a	2013-09-26	519,7	22,6	0	8,3	0,9	67,2	32,8	3,4	11,7	14,7	14,7	67,2	32,8
CHAU2,3b	2013-10-17	511,7	7,7	0	9,2	0,7	41,8	58,2	20,3	26,4	8,4	8,4	41,8	58,2
CHAU7,5a	2013-09-26	311,3	37,6	0	0,4	2,9	60,9	39,1	2,6	8,9	21,4	21,4	60,9	39,1
CHAU7,5b	2013-10-16	826	14,8	0	4	1,2	39,5	60,5	6,7	30	21,1	21,1	39,5	60,5
CHAU21,5a	2013-09-19	535,3	19,4	1,1	3,7	1,1	62,3	37,7	0,4	27,5	5,5	6,2	62,3	37,7
CHAU21,5b	2013-10-16	478,3	10,2	1,2	1,2	0,9	36,1	63,9	5,7	53,3	3,7	3,7	36,1	63,9
CHAU26,0a	2013-09-20	395,3	15,7	0,4	4,8	1	71,9	28,1	0,4	17,7	8,8	8,8	71,9	28,1
CHAU26,0b	2013-10-16	566,7	8,6	2,3	4,1	0,8	51,1	48,9	1,8	24	17,6	17,6	51,1	48,9
CHAU39a	2013-09-26	254,7	46,8	1,2	4	4,7	75,8	24,2	4	9,5	4,4	4,8	75,8	24,2
CHAU39b	2013-10-15	424,7	11,2	0,8	2,1	5,7	18,6	81,4	69	5,4	4,1	4,1	18,6	81,4
NEBN01a	2013-09-23	370	44,2	6	18,9	6	97,4	2,6	0	0	0	0	97,4	2,6
NEBN01b	2013-10-15	2091,7	45,4	7,6	9,6	2	97,6	2,4	0	1,2	0	0	97,6	2,4
SAMS01a	2013-09-23	866,7	36,8	4,7	24,8	4,4	94	6	0	0,4	0	0,4	94	6
SAMS01b	2013-10-15	1589	51,4	5,9	13,6	4,8	96,2	3,8	0	0	0	0	96,2	3,8

