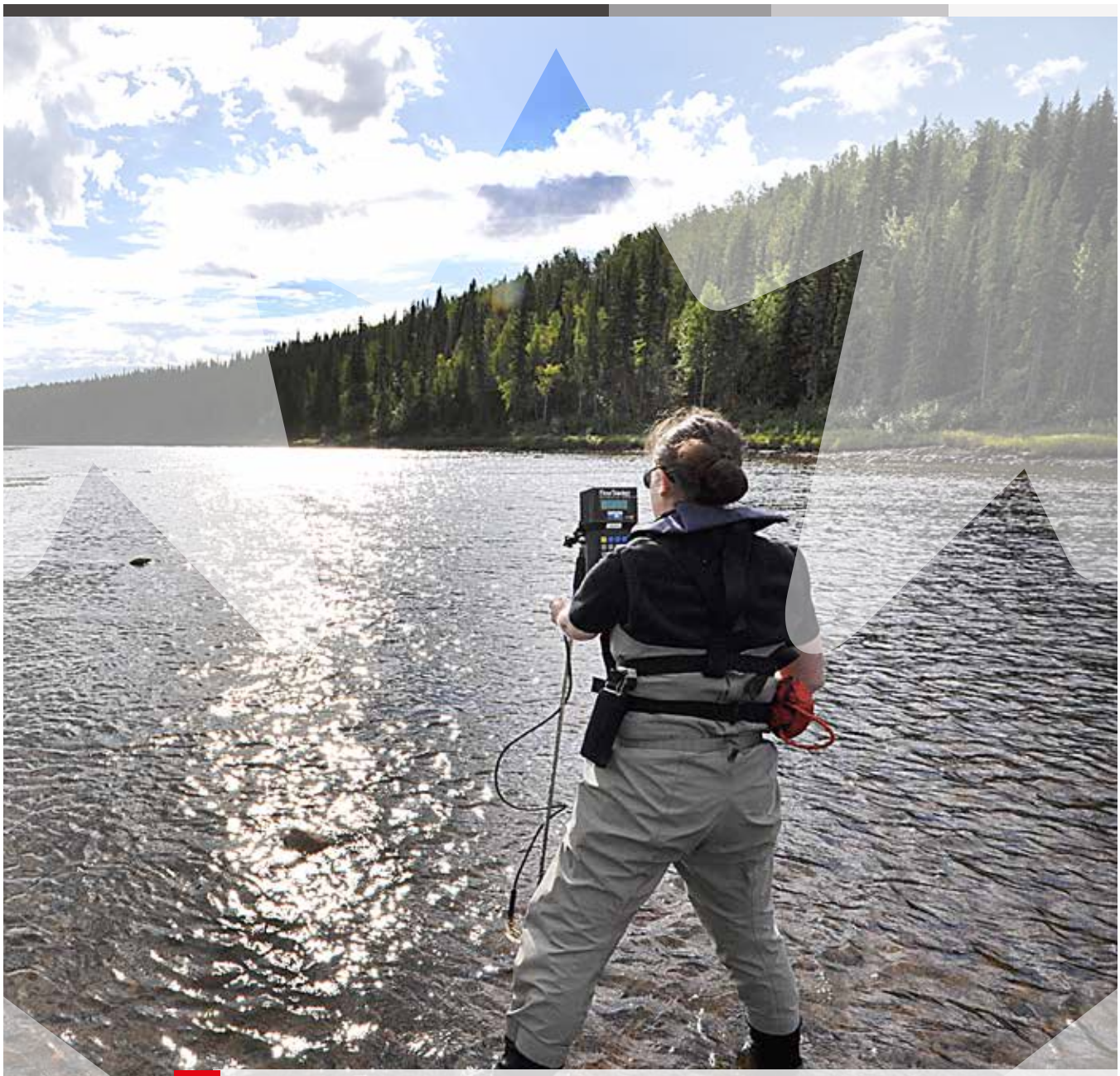
Environnement et Changement climatique Canada

Environment and Climate Change Canada

Canada



QUALITÉ DE RÉFÉRENCE DES EAUX DE SURFACE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE PETITOT ET LES BASSINS HYDROGRAPHIQUES ENVIRONNANTS : **EXAMEN DES IMPACTS POTENTIELS DE L'EXPLOITATION DU GAZ DE SCHISTE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE HORN EN COLOMBIE-BRITANNIQUE**

N° de cat. : En84-147/2017F-PDF
ISBN : 978-0-660-24159-3

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
12e étage, édifice Fontaine
200, boulevard Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-938-3860
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
Courriel : ec.enviroinfo.ec@canada.ca

Image de couverture : © Environnement et Changement climatique Canada

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2019

Also available in English

QUALITÉ DE RÉFÉRENCE DES EAUX DE SURFACE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE PETITOT ET LES BASSINS HYDROGRAPHIQUES ENVIRONNANTS : **EXAMEN DES IMPACTS POTENTIELS DE L'EXPLOITATION DU GAZ DE SCHISTE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE HORN EN COLOMBIE-BRITANNIQUE**

S. Pappas, D.P. Shaw, L. Shrimpton, S. Strachan,
K. Trainor et A. Yeow

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier Beverly McNaughton, Andrea Ryan, Mark Sekela, Monique de Jong et Melissa Gledhill pour toute l'aide et l'expertise scientifique qu'ils ont apportées dans le cadre des étapes préliminaires du projet. Sans l'assistance sur le terrain et la disposition à voyager dans les régions éloignées de la Colombie-Britannique au pied levé, tout particulièrement pendant les périodes de crue, de Jennifer MacDonald, Adam Martens, Jessica Ingram, Melissa Gledhill, Mark Sekela, Monique de Jong et Morgan Edwards, ce projet de qualité de référence des eaux n'aurait pas été possible. Les auteurs sont également redevables à Jennifer MacDonald et Monique de Jong pour leur aide en matière d'analyse des données. Les auteurs apprécient l'examen effectué par Morgan Edwards afin d'assurer la cohérence des chapitres du présent rapport. Grâce à la collaboration du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique et d'Environmental Dynamics Inc. dans le volet de biosurveillance du projet, nous avons obtenu des renseignements précieux sur le modèle d'évaluation de base de cette région éloignée. Les auteurs remercient la clinique Fort Nelson Health Unit et l'hôtel Lakeview Inn and Suites qui nous ont permis d'utiliser leurs installations comme zone de transit où nous avons rassemblé une quantité importante de matériel et de glacières, ainsi qu'à Bailey Helicopters et à leurs pilotes chevronnés qui nous ont amenés aux sites d'échantillonnage en toute sécurité.

Environnement et Changement climatique Canada
Direction de la science et de la technologie de l'eau
Monitoring et surveillance de la qualité des eaux douces, Pacifique-Arctique-Athabasca
401 Burrard Street, Vancouver (Colombie-Britannique) V6C 3S5

SOMMAIRE

La quantification des changements dans le milieu aquatique est un élément essentiel de l'étude des effets de l'exploitation des ressources. Une première étape nécessaire à la quantification des changements consiste à établir des conditions de référence. Les renseignements recueillis dans les milieux aquatiques de référence sont particulièrement utiles, puisqu'ils aident à déceler les variations spatiales et temporelles naturelles de la condition de la qualité de l'eau (Meybeck et coll., 1996).

Dans le cadre d'un projet de trois ans financé par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et Ressources naturelles Canada (RNCan) – l'Initiative écoÉNERGIE sur l'innovation (projet UOSGQ963; www.rncan.gc.ca/energie/financement/programmes-financement-actuels/iei/4986) –, des données ont été recueillies pour évaluer et surveiller les conditions de la qualité de l'eau dans le nord-est de la Colombie-Britannique (C.-B.). Défini dans le présent rapport comme des parties des bassins des rivières Petitot, Fort Nelson et Hay, le nord-est de la Colombie-Britannique a fait l'objet de l'exploitation pétrolière et gazière conventionnelle dans le passé, et, plus récemment, les ressources en pétrole et gaz non conventionnelles de la région sont mises en valeur. L'exploitation pétrolière et gazière non conventionnelle dans le nord est de la Colombie-Britannique est actuellement concentrée dans les formations de schiste du bassin de la rivière Horn, de l'enfoncement Cordova et du bassin Liard (BCOGC, 2010 et 2013a). Par ailleurs, l'exploitation pétrolière et gazière non conventionnelle est centrée dans la zone Montney, situé plus au sud (Adams et al. 2016).

L'évaluation et la surveillance de la qualité de l'eau de surface portaient sur les bassins de deux rivières de cette région : le bassin de la rivière Petitot et le bassin de la rivière Fort Nelson. Les renseignements de base ou les meilleurs renseignements disponibles sur la qualité de l'eau de surface ont été recueillis de janvier 2012 à mars 2015. Des macro-invertébrés benthiques ont été recueillis au cours de la même période pour compléter l'étude de la qualité de l'eau au moyen d'un modèle d'évaluation biologique du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA).

Le rapport comprend trois sections :

La **Partie A – Surveillance systématique de la qualité de l'eau** avait pour objectif de mieux comprendre les conditions de la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Petitot par la collecte de données de base à l'aide d'un ensemble normalisé de variables physiques et chimiques et par l'établissement d'un site représentatif à long terme. On a établi les sites d'échantillonnage systématique de la qualité de l'eau dans des endroits qui sont exposés à des activités pétrolières et gazières non conventionnelles et qui disposent de bassins hydrographiques variés; on a aussi installé des enregistreurs submersibles pour recueillir des données sur la conductivité spécifique et la température. Les résultats indiquent que l'eau du bassin de la rivière Petitot est généralement dure avec des niveaux élevés de carbone organique dissous. La plupart des variables chimiques analysées étaient inférieures aux recommandations de la qualité d'eau. Les dépassements en cadmium et en fer

ont été attribués à des charges élevées de sédiments durant les périodes de crue ainsi qu'aux terres humides et aux eaux souterraines durant les périodes d'étiage. La surveillance systématique n'a permis de détecter aucune conséquence d'une grande ampleur liée aux activités pétrolières et gazières non conventionnelles dans le bassin de la rivière Petitot. On a limité la surveillance à long terme à un site accessible qui est représentatif du bassin (la rivière Petitot, à l'autoroute 77), que l'on a ajouté au réseau de surveillance de la qualité de l'eau provincial-fédéral à long terme. Les données sont disponibles sur le site ouvert.canada.ca/fr.

La **Partie B – Surveillance synoptique de la qualité de l'eau** avait pour objectif d'établir des tendances de la chimie temporelle et spatiale de l'eau par l'intermédiaire d'un échantillonnage synoptique de l'eau durant les périodes d'étiage et de crue, et d'un examen de la relation entre les activités pétrolières et gazières non conventionnelles et la qualité de l'eau de surface. On a établi les sites d'échantillonnage au niveau des sorties des canalisations des microbassins afin de représenter une gamme d'activités en amont et de contaminations potentielles. Une série d'échantillons a aussi été prélevée le long du cours principal de la rivière Petitot à des intervalles de 20 km, de la frontière de l'Alberta au pont de l'autoroute 77, afin d'identifier les changements progressifs potentiels de la composition chimique de l'eau, à mesure que le rivière traverse la région d'exploitation du pétrole du nord-est de la Colombie-Britannique. Les tendances de la composition chimique de l'eau du cours principal de la rivière Petitot n'indiquaient la présence d'aucun contaminant en amont. Dans les plus petits bassins hydrographiques, il y avait des indications potentielles des effets des activités pétrolières et gazières non conventionnelles en amont sur la composition chimique de l'eau de surface. Le baryum, notamment, montrait un lien avec les variables du Système d'information géographique de la BC Oil and Gas Commission (BCOGC) liées aux résidus de forage dans des conditions de crue; cependant, d'autres travaux seraient nécessaires pour que l'on obtienne une évaluation approfondie complète. L'analyse des composés organiques à l'état de traces a démontré des niveaux de concentration de fond indétectables ou faibles pour toutes les substances analysées. Une analyse préliminaire des acides naphténiques dans une gamme d'activités pétrolières et gazières non conventionnelles ne s'est pas révélée concluante; une enquête plus poussée pourrait être justifiée. Les données sont disponibles sur le site ouvert.canada.ca/fr.

La **Partie C – Surveillance biologique** avait pour objectif d'établir des conditions de référence de base en fonction des caractéristiques de l'habitat et des communautés de macro-invertébrés benthiques, en plus d'élaborer un modèle d'évaluation biologique prédictif pour évaluer la santé des écosystèmes présents dans les cours d'eau des bassins des rivières Liard, Fort Nelson et Petitot, qui sont exposés à des activités pétrolières et gazières non conventionnelles. Le protocole de l'étude de surveillance biologique a été réalisée conformément à la méthodologie d'échantillonnage du RCBA pour le prélèvement de macro-invertébrés benthiques dans les cours d'eau et les rivières (Environnement Canada, 2012, www.ec.gc.ca/rcba-cabin). L'échantillonnage a été effectué à 53 sites de référence qui sont peu ou pas affectés par l'activité humaine. On a aussi choisi 35 sites d'essai dans l'ensemble d'un gradient d'activités pétrolières et gazières non conventionnelles, en fonction de la densité des puits. De plus, on a établi un modèle d'évaluation biologique prédictive préliminaire pour le nord-est de la Colombie-Britannique, qui est accessible sur le site du RCBA, pour obtenir une évaluation ultérieure plus en profondeur de la qualité de l'eau et de la santé de l'écosystème dans la région. L'évaluation du modèle a permis d'établir que près des deux tiers des sites d'essais se situaient à l'extérieur du seuil de 90 %, ce qui nous porte à croire que la communauté biologique est différente de ce à quoi on pourrait s'attendre si l'écosystème n'était pas affecté par aucun stress environnemental. Par contre, les différences n'étaient pas corrélés aux variables BCOGC géospatiales représentant les facteurs de stress. De plus, la plupart des variables de la qualité de l'eau, au niveau de la plupart des sites d'essais, se situaient à l'intérieur des bornes des mesures prises au sites de référence. Des évaluation supplémentaires sont requises afin de déterminer la cause des divergences mais il est possible que les fluctuations hydrologiques liées au climat peuvent avoir créé un effet de confusion sur les écosystèmes du courant d'eau pendant la courte durée de l'étude; la surveillance temporale continue dans les régions de référence sera cruciale pour mieux comprendre ce rapport.

Au début du projet, les renseignements sur la surveillance de la qualité de l'eau de surface se rapportant à l'exploitation pétrolière et gazière non conventionnelle dans le nord-est de la Colombie-Britannique étaient limités. Les données recueillies contribueront à améliorer la compréhension de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes régionaux dans les bassins des rivières Petitot, Fort Nelson et Hay. Les renseignements de base générés dans le cadre du projet orienteront la conception d'une surveillance étendue dans la région et dans d'autres zones de gaz de schistes, en plus d'appuyer les décisions en matière de gestion des ressources.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION

1 Exploitation du pétrole et du gaz non conventionnelles et fracturation hydraulique 1

2 Exploitation pétrolière et gazière non conventionnelle dans le bassin de la rivière Horn, en Colombie-Britannique 2

3 Impacts potentiels de l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle sur les eaux de surface 3

3.1 Quantité d'eau 3

3.2 Qualité de l'eau 3

3.3 Incidents et leur RAPPORTS D'INCIDENTS 5

4 Zone d'étude 6

5 Choix des sites 9

6 Objectifs de l'étude 10

PARTIE A SURVEILLANCE SYSTÉMATIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DOUCE

A1 Méthodologie 11

A1.1 PROTOCOLE et sélection des sites 11

A1.2 Prélèvement des échantillons 12

A1.3 Analyse des données 13

A2 Résultats et discussion 14

A2.1 Échantillons instantanés : conditions générales de la qualité de l'eau 14

A2.2 Échantillons instantanés : variables liées à l'eau produite 19

A2.3 Données de la qualité de l'eau en continu 22

A3 Conclusions et recommandations 26

TABLE DES MATIÈRES – SUITE

PARTIE B **SURVEILLANCE SYNOPTIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU**

B1 Méthodologie 27
- B1.1 PROTOCOLE et choix des sites 27
- B1.2 B1.2 Prélèvement des échantillons 28
- B1.3 Analyse des données 30

B2 Résultats et discussion 30
- B2.1 Périodes d'échantillonnage 30
- B2.2 PARAMÈTRES inorganiques 32
- B2.3 Variables organiques 39
- B2.4 Rapport entre la qualité de l'eau et les installations gazières 43

B3 Conclusions et recommandations 45

PARTIE C **SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU**

C1 Méthodologie 46
- C1.1 PROTOCOLE et sélection des sites 46
- C1.2 Prélèvement des échantillons 48
- C1.3 Analyse des données 49

C2 Résultats et discussion 51
- C2.1 Détermination des SITES de référence 51
- C2.2 Élaboration du modèle 54
- C2.3 Évaluation du modèle 59
- C2.4 Évaluation des SITES d'essai 62

C3 Conclusions et recommandations 66

RÉFÉRENCES 67

ANNEXE A 74

ANNEXE B 86

ANNEXE C 91

LISTE DES FIGURES

INTRODUCTION

FIGURE 1. Vue aérienne des opérations de forage hivernales dans le nord-est de la Colombie-Britannique. 1
FIGURE 2. Carte des zones de gaz de schiste et des principaux réseaux hydrographiques dans le nord-est de la Colombie-Britannique. 2
FIGURE 3. Stockage de fluide au-dessus du sol au site d'un puits dans la région de Montney. 5
FIGURE 4. Région étudiée dans le nord-est de la Colombie-Britannique montrant les bassins des rivières Petitot, Hay et Fort Nelson. 6
FIGURE 5. Géologie de surface de trois des principales écorégions du nord-est de la Colombie-Britannique. 7
FIGURE 6. Exemples d'aménagement d'un ruisseau sinueux sur un terrain à faible relief et fortement incisé typique dans le bassin hydrographique de la rivière Petitot. 7
FIGURE 7. Région de terres humides et de zones marécageuses près du bassin hydrographique de la rivière Petitot. 8
FIGURE 8. Températures et précipitations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010 – Fort Nelson A. 8
FIGURE 9. Résumé du débit journalier historique de la rivière Hay, près de la communauté de la rivière Hay (07OB001), de 1963 à 2015. 9
FIGURE 10. Densité de puits par microbassin au sein de la région définie par l'étude en fonction des données géospatiales de 2014 de la BCOGC. 10

PARTIE A SURVEILLANCE SYSTÉMATIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DOUCE

FIGURE A1. Le bassin hydrographique de la rivière Petitot montrant les sites d'échantillonnage systématique de la qualité de l'eau. 12
FIGURE A2. L'enregistreur HOBO® U24 (haut) et l'enregistreur de niveau Solinst LTC. 12
FIGURE A3. Boîtier et installation type d'un enregistreur de la conductivité. 12
FIGURE A4. Diagramme à surfaces montrant des variables avec d'importantes différences saisonnières pour un sous-ensemble de variables importantes au sein de la Rivière Petitot. 17
FIGURE A5. Diagramme à surfaces montrant des variables avec d'importantes différences entre les sites au sein du bassin de la rivière Petitot. 18
FIGURE A6. Précipité de fer observé dans un suintement sur la rivière Petitot. 20
FIGURE A7. Diagramme à surfaces de la conductivité spécifique moyenne par mois à cinq sites de surveillance systématique en intégrant le débit quotidien moyen à la station hydrométrique de l'autoroute 77 de la rivière Petitot pour 2014. 23
FIGURE A8. Graphiques chronologiques de la conductivité spécifique à cinq sites de surveillance systématique dans le bassin de la rivière Petitot et du débit à la station hydrométrique de l'autoroute 77 de la rivière Petitot d'août 2014 à juillet 2015. Les échelles CSP ont été ajustées en fonction des données. 24
FIGURE A9. Graphiques chronologiques de la température de l'eau quotidienne moyenne par site, de mai 2013 à juillet 2015. 25

LISTE DES FIGURES – SUITE

PARTIE B SURVEILLANCE SYNOPTIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

FIGURE B1. Étude de la région nord de Fort Nelson montrant l'ensemble des sites d'échantillonnage. 27
FIGURE B2. Bassin hydrographique de la rivière Petitot montrant les sites d'échantillonnage longitudinal (PETSURV) de la qualité de l'eau du cours principal. 28
FIGURE B3. Échantillonnage d'eau sur la rivière Petitot en mai 2014. 29
FIGURE B4. Deux images de la rivière Petitot montrant les niveaux d'eau dans les périodes de A) débit élevé (mai) et B) débit faible (août). 30
FIGURE B5. Hydrogramme de la rivière Petitot à la hauteur de l'autoroute 77 en 2013-2014 montrant les périodes d'échantillonnage de l'eau d'étiage et de crue. Données tirées des relevés hydrologiques du Canada. 32
FIGURE B6. Diagrammes à surfaces récapitulant des variables générales de qualité de l'eau en périodes d'étiage et de crue aux sites d'étude en 2013-2014. 33
FIGURE B7. Diagrammes à surfaces récapitulant des variables d'indicateurs clés des eaux produites aux sites d'étude en 2013-2014. 33
FIGURE B8. Poids des variables composantes de l'analyse en composantes principales (ACP) pour toutes les variables de surveillance de la composition chimique de l'eau durant les périodes d'étiage et de crue. 34
FIGURE B9. Diagramme de double projection montrant les sites d'échantillonnage synoptiques et la composition chimique de l'eau pour l'ensemble de données chimiques réduit durant les périodes d'étiage et de crue. 35
FIGURE B10. Diagramme de Piper qui montre les tendances en matière de chimie des ions pour tous les sites d'étude en 2013 et en 2014 lors des périodes d'étiage (août) et de crue (mai). 35
FIGURE B11. Composition chimique de l'eau pour certaines variables des échantillons longitudinaux prélevés dans le cours principal de la rivière Petitot en 2013-2014. 36
FIGURE B12. Rapports entre les concentrations de certaines variables de la qualité de l'eau de 2013 à 2014 durant les périodes d'étiage et de crue. 38
FIGURE B13. Rapports entre les concentrations de certaines variables de la qualité de l'eau de l'indicateur de pétrole et de gaz non conventionnelles de 2013 à 2014 durant les périodes d'étiage et de crue. 39
FIGURE B14. Présence des matières organiques dans les plages du diesel et des combustibles résiduels dans les échantillons d'eau de certains sites dans le bassin de la rivière Horn en mai 2012 et en février 2014. 40
FIGURE B15. Résultats du déploiement de l'échantillonneur passif POCIS durant les périodes de crue (mai et juin 2012). 40
FIGURE B16. Total d'acides naphténiques dans les échantillons instantanés prélevés à certains sites en août 2014. 41
FIGURE B17. Résumé des résultats d'HAP pour les échantillons prélevés durant les périodes de crue à certains sites en mai 2012. 41
FIGURE B18. Résumé des résultats d'HAP pour les échantillons prélevés en période d'étiage en 2013 et en 2014. 42
FIGURE B19. Rapport entre la superficie totale brûlée récemment (de 2003 à 2013) dans des incendies de forêt au sein de chacun des bassins hydrographiques et la concentration de rétène mesurée dans les échantillons prélevés en période d'étiage en octobre 2013 et en août 2014. 42
FIGURE B20. Représentations graphiques des variables de qualité et des activités pétrolières et gazières non conventionnelles de la BCOGC avec des corrélations de rangs de Spearman importantes ($p < 0,05$) pour les données lors des périodes de débits élevés et faibles. 44
FIGURE B21. Schéma illustrant l'imbrication des bassins hydrographiques échantillonnés. 45

LISTE DES FIGURES – SUITE

PARTIE C SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

FIGURE C1. Image de l'échantillonnage réalisé pendant le volet de surveillance biologique dans le nord-est de la Colombie-Britannique où les macroinvertébrés sont recueillis avec un filet troubleau et où d'autres caractéristiques de l'habitat sont mesurés. 48

FIGURE C2. Détermination de cinq groupements naturels de microbassins en fonction de la géologie de surface pour stratifier le choix des emplacements de référence dans la zone d'étude. 51

FIGURE C3. Classification hiérarchique des moyennes de groupe de 53 emplacements de référence dans PRIMER6 à l'aide de l'association Bray-Curtis. 55

FIGURE C4. Ordination hybride multidimensionnelle des assemblages de 53 emplacements de référence en fonction de la similarité de Bray-Curtis du nombre de familles distinctes avec le groupement et la description biologique connexe. 55

FIGURE C5. Résumé de l'abondance moyenne des principaux taxons dans chacun des groupes de référence. 56

FIGURE C6. Résumé des principaux taxons au sein de chacun des groupes de référence. 56

FIGURE C7. Emplacements d'échantillonnage du RCBA avec la zone d'étude, les écorégions et les sous-bassins importants. 57

FIGURE C8. Changement dans l'abondance moyenne (A) et dans la richesse moyenne de la famille (B) pour les trois groupes de communautés de référence en réponse aux trois niveaux de perturbation simulée imputable à la mise en valeur des ressources (S1, S2, S3). 60

FIGURE C9. Taux d'erreur des types 1 et 2 pour chacun des groupes de référence et le modèle global avec trois niveaux simulés d'intensité (S1, S2 et S3) de la perturbation imputable à la mise en valeur des ressources à l'aide d'une ellipse de confiance à 90 % (a) et d'une ellipse de confiance à 75 % (b) comme seuils de divergence. 61

FIGURE C10. Ellipses d'évaluation du RCBA proposées pour le modèle préliminaire. 61

FIGURE C11. Hydrogramme représentatif de la rivière Hay (station WSC 07OB001) pour une période de dix ans illustrant les fluctuations de l'hydrologie dans les années précédant cette étude et au cours de la période d'étude. 64

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION

TABLEAU 1. Comparaison des bassins, des puits et de l'utilisation d'eau dans la région de l'exploitation du gaz de schiste. 2

TABLEAU 2. Plages de concentrations générales des variables chimiques présentes dans les eaux produites (USEPA, 2015). 4

PARTIE A SURVEILLANCE SYSTÉMATIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DOUCE

TABLEAU A1. Caractéristiques des bassins pour les sites d'analyse de la qualité de l'eau à long terme. 11

TABLEAU A2. Qualité de l'eau médiane dans la rivière Petitot (N=64) ainsi qu'une comparaison avec les valeurs de référence, le cas échéant. 15

TABLEAU A3. Comparaison des concentrations médianes des principales variables du pétrole et du gaz non conventionnelles dans le bassin de la rivière Petitot à celles de l'eau en amont et de l'eau touchée par un déversement dans deux zones où des ressources en gaz de schistes sont présentes, en Virginie-Occidentale (installation d'injection des eaux usées) et au Dakota du Nord. 22

TABLEAU A4. Résumé des statistiques pour la conductivité spécifique selon les sites, d'août 2014 à juillet 2015. 24

TABLEAU A5. Statistiques sommaires de la température de l'eau mesurée automatiquement, par site, d'août 2014 à juillet 2015. 25

PARTIE B SURVEILLANCE SYNOPTIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

TABLEAU B1. Fréquence d'échantillonnage aux sites de surveillance de la zone d'étude de 2012 à 2014. 31

TABLEAU B2. Résumé de la composition chimique de l'eau d'étiage et de crue pour les échantillons prélevés en 2013-2014. 32

TABLEAU B3. Corrélations de rang de Spearman, et probabilités connexes dans de plus petits bassins (autres que le cours principal de la rivière Petitot), entre certaines variables de chimie de l'eau et l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle des bassins hydrographiques, d'après les couches des SIG de la BCOGC. 44

LISTE DES TABLEAUX – SUITE

PARTIE C SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

TABLEAU C1. Variables de réaction attendues représentant les possibles effets de l'exploitation de pétrole et de gaz non conventionnelles dans la zone d'exploitation du gaz de schiste de la Colombie-Britannique et les corrélations attendues avec les taxons tolérants et sensibles. 50

TABLEAU C2. Critères des emplacements de référence des cinq groupements naturels, comme le détermine le GAH d'après les valeurs maximales des microbassins des niveaux 1 et 2. 52

TABLEAU C3. Nombre de microbassins des cinq groupements naturels déterminés au moyen d'une analyse par grappes des caractéristiques naturelles du paysage, nombre et proportions des emplacements qui répondent aux critères des emplacements de référence à des fins d'inclusion dans le modèle préliminaire. 52

TABLEAU C4. Description de l'activité liée au stress des emplacements de référence échantillonnés par rapport aux microbassins identifiés dans la zone d'étude en fonction des variables des données géospatiales de la BCOGC. 53

TABLEAU C5. Distribution du nombre d'emplacements de référence échantillonnés parmi les groupements naturels par ordre de cours d'eau (OCE) et écorégion. 53

TABLEAU C6. Liste des emplacements échantillonnés plus d'une année pour évaluer la variabilité temporelle (emplacements de référence) et la variabilité de l'évaluation (emplacements d'essai). 54

TABLEAU C7. Résultats SIMPER des six principales familles qui contribuent aux différences entre les paires de communautés de groupes de référence. 55

TABLEAU C8. Mesures descriptives des assemblages de communautés pour chacun des groupes de référence. 56

TABLEAU C9. Caractéristiques environnementales choisies des trois groupes de référence; 57

TABLEAU C10. Liste réduite des valeurs explicatives potentielles. 58

TABLEAU C11. Variables du modèle préliminaire optimal déterminées pour l'analyse discriminante progressive et itérative. 58

TABLEAU C12. Taux de classification de l'analyse discriminante pour le modèle préliminaire optimal. 59

TABLEAU C13. Taxons considérés comme étant « sensibles » et « tolérants » selon la TER et utilisés afin de simuler les perturbations relatives à l'exploitation des ressources pour les communautés de référence. 60

TABLEAU C14. Emplacements d'essai avec des résultats de prévision du modèle (groupe prévu et probabilité d'appartenance au groupe) et des résultats d'évaluation de l'ordination utilisant les seuils standard du RCBA et les seuils d'évaluation proposés pour ce modèle préliminaire. 63

TABLEAU C15. Variables explicatives des emplacements d'essai échantillonnés pendant de nombreuses années et les résultats sur le groupe prévu utilisé pour l'évaluation. 64

INTRODUCTION

1. EXPLOITATION DU PÉTROLE ET DU GAZ NON CONVENTIONNELLES ET FRACTURATION HYDRAULIQUE

Les avancées technologiques en matière de forage horizontal et de fracturation hydraulique ont facilité l'exploitation des réserves pétrolières et gazières non conventionnelles dans les formations à basse perméabilité dans l'ensemble de l'Amérique du Nord (Vidic et coll., 2013). La fracturation hydraulique dans les réserves pétrolières et gazières non conventionnelles comprend le forage vertical à des kilomètres sous la surface dans les formations à basse perméabilité, puis le forage horizontal et l'injection de fluides hautement pressurisés (figure 1). L'injection de fluides génère des conditions qui fracturent des roches riches en hydrocarbures libérant ainsi un gaz, autrement confiné qui est recueilli aux têtes de puits de surface (BCOGC, 2011; USEPA, 2011).

Plusieurs types de déchets sont générés dans durant le processus de préparation des puits et de la fracturation hydraulique. Ceux-ci comprennent les résidus de forage (qui peuvent être sous forme solide ou liquide), les fluides de fracturation hydraulique, les reflux et les eaux produites (voir les définitions à la section 3.2).

FIGURE 1. *Vue aérienne des opérations de forage hivernales dans le nord-est de la Colombie-Britannique. Photo de Beverly McNaughton.*

Les fluides de fracturation sont en grande partie composés d'eau douce et d'une série d'additifs chimiques représentant de 0,5 à 2 % du volume total (CSUG, 2011). Les additifs peuvent comprendre des acides, des agents de surface, des gels et des biocides (Soeder et Kappel, 2009; Kargbo et coll., 2010a) pour faciliter l'injection et des agents de soutènement (p. ex. du sable) pour maintenir les fissures produites. Un résumé des additifs des fluides de fracturation ainsi que de leurs rôles dans le processus de fracturation hydraulique se trouve dans la British Columbia Oil and Gas Commission (BCOGC, 2012) et l'United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2015).

Waxman et coll. (2011) ont indiqué que les produits chimiques les plus souvent utilisés dans les opérations de fracturation hydraulique aux États-Unis de 2005 à 2009 comprenaient le méthanol, l'alcool isopropylique, le 2–butoxyéthanol et l'éthylène glycol. On a aussi rapporté l'utilisation fréquente de benzène, de toluène, de xylène, d'éthylbenzène et de naphtalène. En Colombie-Britannique, il est obligatoire de divulguer les fluides de fracturation hydraulique utilisés par puits depuis le 1er janvier 2012 (BCMEM, 2011). Les renseignements, y compris les applications des fluides, les ingrédients et les concentrations sont accessibles sur le site Web suivant: fracfocus.ca.

2. EXPLOITATION PÉTROLIÈRE ET GAZIÈRE NON CONVENTIONNELLE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE HORN, EN COLOMBIE-BRITANNIQUE

Le nord-est de la Colombie-Britannique (C.-B.) est une région qui fait l'objet de l'exploitation pétrolière et gazière, à la fois historique et conventionnelle, et plus récemment, à l'exploitation pétrolière et gazière non conventionnelle. Environ 86 % des puits forés en C.-B., y compris le bassin de la rivière Horn, l'enfoncement Cordova, en plus des bassins Montney et Liard (figure 2) (BCOGC, 2010 et 2013a), sont situés dans des zones gazières non conventionnelles dans le nord-est de la Colombie-Britannique (Adams et coll., 2016). Le forage dans le nord-est de la Colombie-Britannique se fait habituellement de 1500 à 4000 mètres sous la surface, puis il se poursuit à 2500 mètres ou plus une fois que la formation cible est atteinte (BCOGC, 2013a).

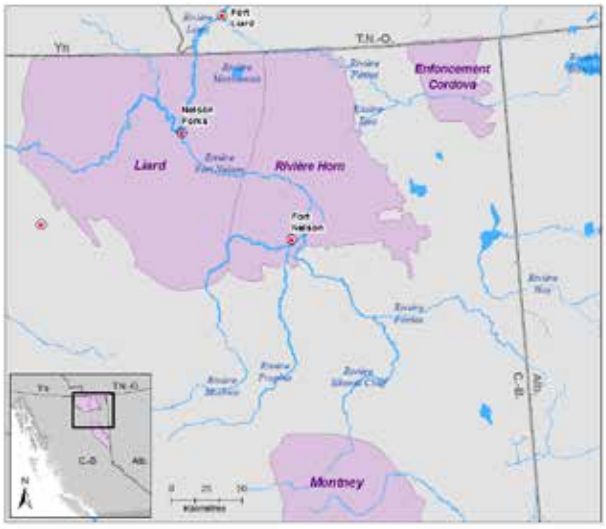


FIGURE 2. *Carte des zones de gaz de schiste et des principaux réseaux hydrographiques dans le nord-est de la Colombie-Britannique (les zones situées à l'extérieur de la province ne sont pas illustrées).*

Plusieurs kilomètres séparent les plateformes d'exploitation non conventionnelles; une exploitation peut accueillir jusqu'à 21 puits (Rivard et coll., 2014), entraînant une perturbation totale inférieure à celle exercée par l'exploitation gazière conventionnelles.

Selon les estimations, le gisement du bassin de la rivière Horn est parmi les plus importants en Amérique du Nord et il est au cœur de l'industrie des gaz de schiste (BCMEM-ONE, 2011; Geoscience BC, 2011). L'exploration et l'exploitation de gaz de schiste non conventionnelles ont commencé dans la rivière Horn dès 2005; les puits hydrauliques multiétagés horizontaux ont commencé à être utilisés aux environs de 2007 (Johnson et Johnson, 2012). L'activité pétrolière et gazière non conventionnelles dans le bassin de la rivière Horn est relativement faible; elle représentait 10 % de la production totale de la Colombie-Britannique en janvier 2013 (BCOGC, 2013a) et elle était plus faible que l'activité aux États-Unis (tableau 1). Selon un rapport de l'Office national de l'énergie publié en 2011, le forage dans les schistes de la rivière Horn ralentissait en raison d'une diminution de la valeur marchande; cependant, de nombreuses compagnies auraient maintenu leurs tenures en vue d'une expansion éventuelle dans le cas où les conditions financières s'amélioreraient (ONE, 2011).

TABLEAU 1. *Comparaison des bassins, des puits et de l'utilisation d'eau dans la région de l'exploitation du gaz de schiste.*

	* SUPERFICIE DU BASSIN (EN KM²)	** NOMBRE DE PUITS	** UTILISATION MOYENNE DE L'EAU (M³)/PUITS
Bassin de la rivière Horn, en C.-B.	**1,146**	**50**	**76,923**
Montney, en C.-B. *(zones pétrolières Heritage et Nord combinées)*	**2,986**	**341**	**8,368**
Bassin Liard, en C.-B.	**934**	**1**	**144**
Enfoncement Cordova, en C.-B.	**316**	**15**	**36,739**
Schistes de Marcellus, en Pennsylvanie	***240,000**	***3758**	***7,500-26,000**
Fayetteville, en Arkansas	***23,000**	***2834**	***7,500-26,000**

* BCOGC (2013a), données déclarées pour 2012.
** BCOGC (2014), données déclarées pour 2012.
*** Entrekin et coll. (2011), données en date de 2010.

3. IMPACTS POTENTIELS DE L'ACTIVITÉ PÉTROLIÈRE ET GAZIÈRE NON CONVENTIONNELLE SUR LES EAUX DE SURFACE

Même si un éventail d'impacts environnementaux est attendu au sujet de l'exploitation pétrolière et gazière non conventionnelle (y compris des répercussions sur la qualité de l'air et des eaux souterraines), le rapport présente un résumé des renseignements sur la qualité de l'eau de surface, et tout particulièrement l'eau courante (milieu lotique).

Les répercussions de l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle sur les eaux de surface ont fait l'objet d'enquêtes à d'autres endroits en Amérique du Nord, principalement dans les schistes de Marcellus, en Pennsylvanie, aux É.-U.; ils font état de répercussions sur la qualité et la quantité de l'eau (Williams et coll., 2008; Soeder et Kappel, 2009; McBroom et coll., 2012; Ferrar et coll., 2013; Olmstead et coll., 2013; Warner et coll., 2013; Brantley et coll., 2014). Un examen des exploitations pétrolières et gazières non conventionnelles aux États-Unis a permis de mettre en évidence les répercussions de facteurs de stress propres à chaque région et le besoin de surveillance localisée en raison de la grande variation dans la géologie, la géochimie et l'hydrologie qui se produit dans les zones de gaz de schiste (Mauter et coll., 2014).

3.1 QUANTITÉ D'EAU

Selon l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (*United States Environmental Protection Agency* ou USEPA), l'utilisation de l'eau dans la fracturation hydraulique peut être divisée en plusieurs étapes : l'acquisition, le mélange chimique, l'injection en puits, les eaux produites, le traitement des eaux usées, et la mise au rebut des déchets (USEPA, 2011). D'autres activités, telles que le forage des puits, nécessitent également de l'eau pour la lubrification de l'équipement et le retrait des roches forées (CSUG, 2011; USEPA, 2011). Dans le nord-est de la Colombie-Britannique, l'utilisation de l'eau se fait par l'entremise de permis d'utilisation des eaux, d'approbations à court terme d'utilisation / de détournement de l'eau, des puits d'approvisionnement en eau, d'ententes privées et de puits d'eau souterraine. En 2014, la majorité de l'eau utilisée pour la fracturation hydraulique provenait de sources d'eau douce, y compris des rivières, des lacs, des étangs-réservoirs[1] ou des eaux douces souterraines. Les étangs-réservoirs représentaient le plus grand nombre de détournements de l'eau accordé, suivis par les rivières, bien que le plus important volume réel d'eau utilisé provenait des rivières (BCOGC, 2015d).

Compte tenu des caractéristiques de la formation de la rivière Horn, on utilise de l'eau de nappe, laquelle consiste en une forme de fluide pour la fracturation hydraulique à très forte consommation d'eau (Johnson et Johnson, 2012; Rivard et coll., 2014), ce qui entraîne une consommation d'eau anormalement élevée (Jiang et coll., 2014; BCOGC, 2015d). On a signalé que le volume total d'eau consommé pour le bassin de la rivière Horn était d'environ 4 millions de mètres cubes en 2012. En 2013 et en 2014, le volume de consommation a été beaucoup plus faible, avoisinant 1,5 million de mètres cubes (BCOGC, 2015d). À proximité de la formation de la rivière Horn, le plus important volume d'eau prélevé en pourcentage de l'écoulement annuel moyen (0,62 %) a eu lieu dans le bassin de la rivière Tsea (un sous-bassin de la rivière Petitot), alors que le plus important volume réel utilisé dans un bassin a été observé dans le bassin de la rivière Kiwigana (un sous-bassin de la rivière Fort Nelson) (BCOGC, 2015d).

3.2 QUALITÉ DE L'EAU

La qualité de l'eau de surface peut être affectée par l'activité pétrolière et gazière, et ce, de différentes façons : les déversements et les infiltrations pendant le transport, l'entreposage et l'utilisation des produits chimiques, les eaux produites et les déchets, qui peuvent causer une contamination à la surface et sous la surface; la contamination souterraine attribuable à une infrastructure défaillante des puits qui se répercute ensuite sur les eaux de surface; et une augmentation de l'érosion et de la perturbation des sols liées à la construction et à l'utilisation des puits et des infrastructures (p. ex. les plateformes d'exploitation, les routes d'accès et les pipelines) (CCA, 2014).

Eau produite

L'eau produite est une combinaison de fluides de fracturation hydraulique injectés et d'eau de formation qui remonte à la surface. Les eaux initiales sont appelées « reflux » et elles contiendront à la fois des fluides de fracturation et de l'eau de formation. Après la période de « reflux », l'eau qui sera générée tout au long de la vie du puits sera exclusivement de l'eau de formation et elle est qualifiée de « produite » (USEPA, 2015; Kondash et coll., 2017). Aux fins du présent document, toutes les eaux de retour (eau de reflux et eau produite) sont considérées comme « produites » puisque la distinction est quelque peu subjective et que le risque d'exposition des eaux de surface est le même. Les eaux produites contiennent un taux élevé de salinité, de matières organiques, de métaux et de radionucléides naturels (Spellman, 2013; USEPA, 2015) qui sont le résultat d'une combinaison d'additifs de fracturation hydraulique et de forage ainsi que du contact avec la formation sous-jacent (Soeder et Kappel, 2009; Kargbo et coll., 2010b; Kondash et coll., 2017). L'USEPA

1 Les étangs-réservoirs sont des fosses utilisées pour recueillir l'eau provenant de sources naturelles comme les précipitations, la fonte des neiges ou l'écoulement des eaux souterraines.

a produit et a recueilli des données caractérisant les variables d'ion dissous et de métaux-traces dans l'eau produite par huit formations à faible perméabilité et de schistes aux États-Unis, et les plages de concentration sont présentées dans le tableau 2 ci-dessous.

Les eaux produites peuvent contenir un vaste éventail de composants organiques, en plus des composants inorganiques. Par exemple, les eaux de reflux des puits au Colorado contenaient jusqu'à 590 mg/L de COD (Lester et coll., 2015). Cette fraction organique est composée de produits chimiques utilisés dans les fluides de fracturation hydraulique et leurs produits de dégradation, les fluides de forage et certains hydrocarbures liés aux schistes (Orem et coll., 2007). L'USEPA (2015) a présenté un tableau comprenant plus de 100 produits chimiques détectés dans les eaux produites, y compris de nombreux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), acides organiques et alcools.

TABLEAU 2. *Plages de concentrations générales des variables chimiques présentes dans les eaux produites (USEPA, 2015).*

VARIABLE	PLAGES DES CONCENTRATIONS POUR LES FORMATIONS DE SCHISTES
Brome (mg/L)	**111 – 589**
Calcium (mg/L)	**317 – 9 680**
Chlorurel (mg/L)	**9 156 – 119 000**
Magnésium (mg/L)	**61 – 1 270**
Sodium (mg/L)	**3 758 – 61 500**
Sulphate (mg/L)	**71 – 660**
Bore (µg/L)	**4 800 – 116 000**
Baryum (µg/L)	**4 800 – 2 224 000**
Fer (µg/L)	**7 000 – 96 000**
Manganèse (µg/L)	**2 000 – 7 000**
Strontium (µg/L)	**27 000 – 1 695 000**

Remarque: Résumé des données du tableau E-4 de l'annexe E – Évaluation des répercussions de la fracturation hydraulique sur l'eau potable (USEPA, 2015).

Infrastructure

L'infrastructure liée à l'exploitation gazière et pétrolière non conventionnelle comprend les pipelines, les profils sismiques, les puits et les routes d'accès ainsi que les installations de traitement du gaz, les installations de traitement de l'eau et les camps. En plus des puits de production, les autres puits forés liés aux opérations pétrolières et gazières non conventionnelles comprennent les puits d'alimentation (concentration totale en matières dissoutes inférieure à 4 000 ppm), les puits de refoulement (pour la mise au rebut des eaux produites dans une formation de surface, généralement d'une profondeur de plus de 800 mètres dans le nord-est de la Colombie-Britannique [BCOGC, 2015c]), et les puits d'injection (utilisés pour injecter de l'eau dans le gisement de pétrole afin d'améliorer la récupération).

Des recherches démontrent que l'exploitation pétrolière et gazière non conventionnelle peut affecter les charges sédimentaires dans les eaux de surface près des puits. Une augmentation des apports de sédiments (érosion) a été observée dans les bassins ayant une plateforme d'exploitation comparativement à l'utilisation des terres environnantes au Texas en raison de l'accroissement des sols nus et compacts liées à la construction des plateformes d'exploitation, même si les taux d'érosion semblent se stabiliser au fil du temps (Williams et coll., 2008; McBroom et coll., 2012). La présence et la densité des puits de gaz de schiste dans l'un des bassins à l'étude semblent aussi accroître les concentrations de TSS en aval (Olmstead et coll., 2013).

En C.-B., l'élimination de la formation souterraine est autorisée pour les déchets non dangereux, selon la définition du règlement sur les déchets dangereux (*Hazardous Waste Regulation*, B.C. Reg. 63/88, O.C. 268/88) résultants des activités pétrolières et gazières (BCOGC, 2015a). Dans le bassin de la Rivière Horn, il y a des antécédents en matière de rejet en puits profond des eaux usées se rattachant aux activités pétrolières et gazières (Ferguson, 2015). Cependant, les évaluations des éventuels impacts des rejets en puits profonds demeurent inconnues en raison du manque de données de surveillance dans l'ensemble de cette région étendue (Ferguson, 2015).

Les fluides salins qui peuvent inclure les eaux produites par les opérations de fracturation hydraulique ainsi que les eaux de source sont stockés de façon provisoire dans des systèmes de confinement revêtus en surface. Deux types sont autorisés par la BCOGC: les bassins de rétention en terre qui sont revêtus (généralement seulement utilisés pour une période d'un an) et les systèmes de stockage en surface à parois qui sont revêtus. L'utilisation de bassins de rétention non revêtus aux fins de stockage des fluides salins n'est pas permise dans le nord-est de la Colombie-Britannique (BCOGC, 2015b).

Résidus de forage

Les résidus de forage de puits, y compris les déblais de forage et les restes de ciment, sont éliminés dans des excavations en terre non revêtues connues sous le nom de puisard (BCOGC, 2015a). Si les mauvaises conditions du sol l'exigent, les réservoirs en surface et les puisards revêtus sont des méthodes alternatives d'élimination fréquemment utilisées. La BCOGC exige que les puisards soient remplis dans l'année suivant la fin du forage; de

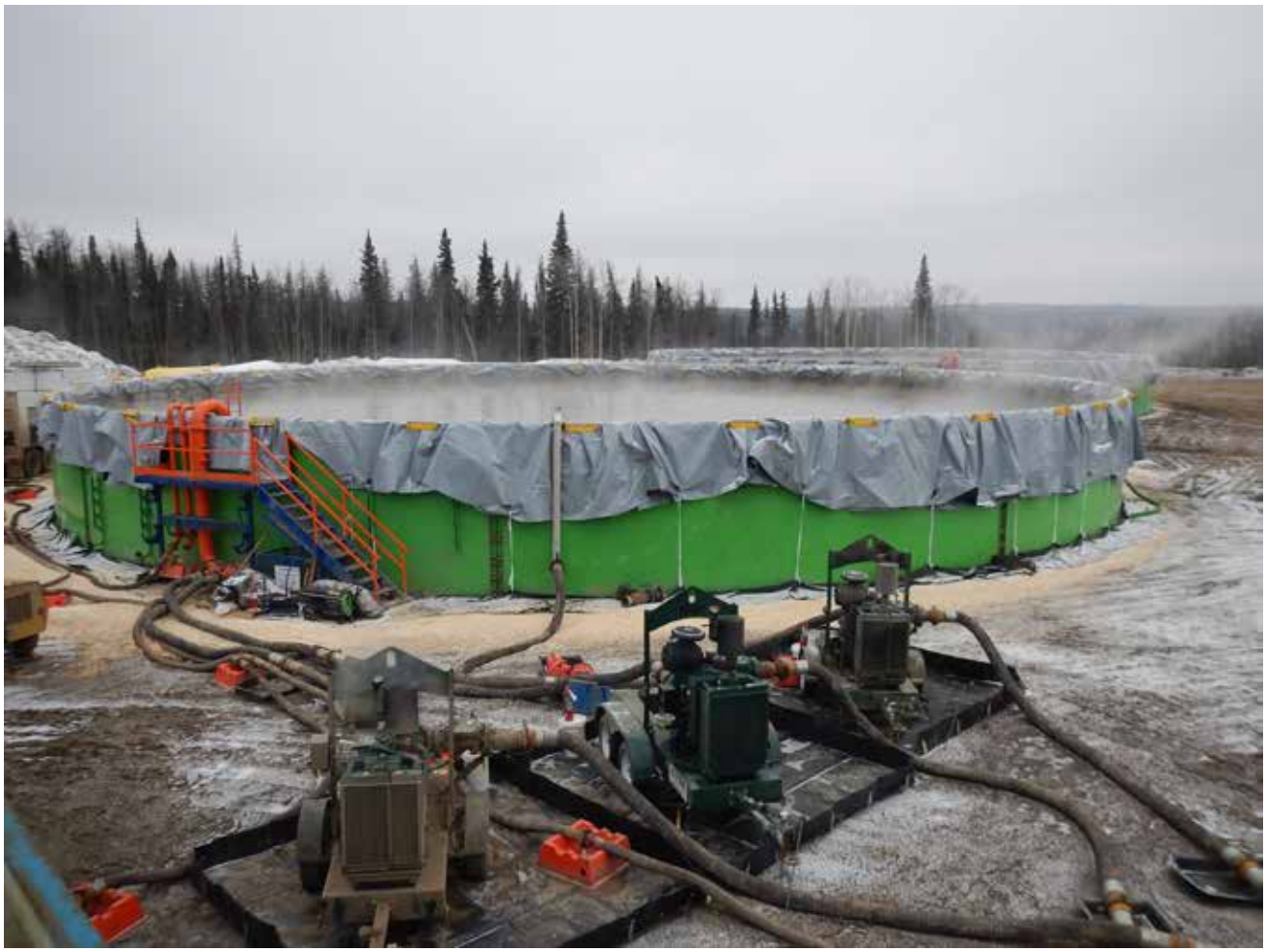


FIGURE 3. *Stockage de fluide au-dessus du sol au site d'un puits dans la région de Montney. Photo de Patrick Shaw.*

plus, toutes les précipitations qui tombent dans le puisard pendant qu'il est encore ouvert sont considérées comme des résidus de forage. Lorsque les résidus de forage non dangereux ne durcissent pas au fil du temps, l'élimination peut se faire par des méthodes qui consistent à mélanger-enfouir-recouvrir ou à envoyer dans des sites d'enfouissement (BCOGC, 2015a). Les déchets de boue de forage des systèmes de forage à base d'eau peuvent être éliminés sur place par la méthode mélanger-enfouir-recouvrir et par épandage sur le sol; il s'agit de faire une application unique, où les résidus de forage sont dispersés dans le sous-sol peu profond et intégrés à ce dernier.

Les déchets de boue de forage non aqueux (à base de pétrole ou synthétiques), fréquemment produits dans le nord-est de la Colombie-Britannique (Murray et coll., 2009), peuvent être déversés sur le sol à condition que la concentration de leurs constituants ne soit pas suffisamment élevée pour être considérée comme dangereuse (B.C. Reg. 254/2005, O.C. 541/2005) (BCOGC, 2015a). S'ils contiennent des concentrations dangereuses d'hydrocarbures, les résidus doivent être éliminés conformément au *Règlement sur les déchets dangereux* (B.C. Reg. 63/88, O.C. 268/88) en vertu de l'*Environmental Management Act* de la Colombie-Britannique (BCOGC, 2015a).

3.3 INCIDENTS ET LEUR RAPPORTS D'INCIDENTS

Aux États-Unis, on a relevé des déversements (de produits chimiques, de fluides de fracturation et d'eaux produites) dans l'environnement provenant de sites de puits en Pennsylvanie et au Colorado (USEPA, 2015).

L'USEPA estime que la fréquence des déversements sur place au Colorado et en Pennsylvanie varie entre 0,4 et 12,2 déversements pour 100 puits, selon l'examen de 151 déversements de fluides de fracturation et de produits chimiques et 225 déversements d'eaux produites sur ou près de plateformes d'exploitation entre janvier 2006 et avril 2012 (USEPA, 2015). Les résultats ont indiqué que 30 % des déversements de fluides de fracturation provenaient d'unités de stockage, alors que 74 % des déversements d'eaux produites étaient causés par une défaillance de l'intégrité du conteneur. De plus, 9 % des déversements de fluides de fracturation ont atteint les eaux

de surface et, dans 64 % de ces cas, les fluides ont infiltré le sol. Aucun de ces déversements n'a fait l'objet d'un signalement pour avoir atteint les eaux souterraines (USEPA, 2015). Selon des données recueillies par Brantley et coll. (2014) à partir d'une base de données, accessible au public, sur les infractions, la fréquence des petits incidents, y compris les déversements de moins de 400 gallons, était élevée dans la région des schistes de Marcellus, en Pennsylvanie.

En C.-B., l'eau produite est soit stockée dans des réservoirs à double paroi ou entourés d'un talus, soit directement transportée dans un puits de refoulement. Les reflux sont stockés dans des structures à double revêtement, clôturées et dotées d'un détecteur de fuites et d'un dispositif de collecte du lixiviat, ou dans des réservoirs de stockage sur place (figure 3) pour le stockage temporaire (HRBPG, 2010). Les incidents sont signalés à la BCOGC, sauf lorsqu'un pipeline est transfrontalier et que la réglementation relève de l'Office national de l'énergie. En ce qui a trait à la zone d'étude dans le nord-est de la Colombie-Britannique, 335 incidents impliquant des liquides ont été signalés à la BCOGC entre février 2000 et juillet 2015 (www.bcogc.ca, consulté en juillet 2015). Dans le cas de 27 incidents, les déversements étaient liés au carburant diesel ou à d'autres hydrocarbures liquides. L'Office national de l'énergie a reçu deux rapports d'incidents impliquant des liquides dans le nord-est de la Colombie-Britannique de 2008 à 2015 (www.neb-one.gc.ca, consulté en juin 2016). Au cours de cette période, neuf incidents ont été signalés, mais aucun d'entre eux n'impliquait du diesel ou d'autres hydrocarbures liquides; aucun incident n'a été signalé en 2012 (www.bcogc.ca, consulté en juillet 2015).

FIGURE 4. *Région étudiée dans le nord-est de la Colombie-Britannique montrant les bassins des rivières Petitot, Hay et Fort Nelson.*

4. ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude comprend des parties des bassins des rivières Petitot, Fort Nelson et Hay dans le nord-est de la Colombie-Britannique (figure 4). Deux rivières importantes traversent cette région – la rivière Fort Nelson au sud et la rivière Petitot au nord. À partir du lac Bistcho en Alberta, la rivière Petitot coule vers l'ouest en Colombie-Britannique et dans les Territoires du Nord-Ouest, joignant la rivière Liard, près du hameau de Fort Liard, dans les Territoires du Nord-Ouest. La rivière Fort Nelson, située au sud-est du bassin de la rivière Petitot, prend naissance au confluent des rivières Fontas et Sikanni Chief. La rivière Fort Nelson rejoint aussi la rivière Liard en amont de la confluence de la rivière Petitot, près de Nelson Forks, en Colombie-Britannique.

La région fait partie du bassin sédimentaire de l'Ouest canadien, et la géologie de son socle rocheux est formée de calcaire, de schiste et d'autres roches sédimentaires. La plus grande partie de la zone d'étude (> 80 %) repose sur le groupe crétacé de Fort St. John, qui est composé d'un mélange de mudstone et de siltite. À mi-chemin entre Fort Nelson et la frontière des Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.) se trouve un escarpement de la formation Dunvegan, composé de conglomérats massifs, de grès et de schiste, qui dirige le flux d'eau au nord dans le bassin de la rivière Petitot ou au sud dans la rivière Fort Nelson (Demarchi, 2011).

Dans l'ensemble de la zone d'étude, du till recouvre un substrat rocheux allongé par la présence de glaciers ainsi que des formations glaciolacustres et des dépôts fluvio-glaciaires conservés dans des paléochenaux souterrains (figure 5) (Huntley et coll., 2011). Ceux-ci sont fortement résistants aux intempéries, donnant ainsi lieu à des vallées de rivières fortement incisées (à 150 mètres sous l'altitude moyenne), qui sont des caractéristiques régionales importantes (Ronneseth, 1994). Le till riche en argile et mal drainé sur les plateaux et les sédiments glaciolacustres des zones de faible altitude est recouvert de vastes dépôts de tourbes et de tourbières postglaciaires (Huntley et coll., 2011). La région est dotée d'un faible relief avec des milieux humides largement séparés les uns des autres connus sous le nom de muskeg. Les flux de la rivière sont généralement stables et laminaires dans les canaux très incisés en raison des eaux d'amont dominées par le muskeg et des zones à faible relief (Johnson, 2010). Le faible relief topographique entraine la formation de marais et d'étangs dans l'ensemble du territoire ainsi que des ruisseaux et des rivières très sinueux (figure 6). De plus, le tracé du réseau hydrographique est perturbé par les activités des castors et, dans une moindre mesure, par les routes, les pipelines et les autres infrastructures (Huntley et coll., 2011).

FIGURE 5. *Géologie de surface de trois des principales écorégions du nord-est de la Colombie-Britannique. Les traits gras représentent les limites des écorégions, et les traits fins les limites des bassins des rivières Hay, Petitot et Fort Nelson. Pour la source des renseignements, voir le tableau C1 en annexe.*

La couverture terrestre dominante consiste en des forêts (environ 55 %) avec de vastes zones de terres humides (environ 34 %) composées de tourbières oligotrophes et minérotrophes (figure 7). Les tourbières minérotrophes conduisent l'eau à l'extérieur de l'environnement par l'intermédiaire des lacs et des cours d'eau, alors que les tourbières servent de réservoirs isolés de l'eau souterraine et sont uniquement reliées lorsque la nappe phréatique est haute. Les tourbières oligotrophes représentent le stockage de l'eau et des régions de pergélisol possible, alors que les tourbières minérotrophes interagissent avec les eaux souterraines en déplacement latéral (Johnson, 2010). En fonction des types de drainage, les sols vont d'imparfaitement drainés à très mal drainés dans l'ensemble de la région. La végétation dominante comprend des épinettes boréales blanches et noires, tandis que les épinettes noires et les mélèzes prédominent dans les zones mal drainées (Demarchi, 2011). À plus haute altitude, les arbrisseaux, comme les saules, les bouleaux glanduleux et les épinettes blanches sont plus présents (Demarchi, 2011).

Le climat régional est continental et se caractérise par des étés frais et courts et des hivers froids. De plus, des poches de pergélisol peuvent être présentes toute l'année; la répartition et l'étendue de ces poches varient en fonction des températures hivernales annuelles (Demarchi, 2011). Les températures moyennes de Fort Nelson, telles que mesurées par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), sont présentées à la figure 8. À la suite de l'examen des données climatiques de Fort Nelson, Johnson (2010) a découvert que la gravité de la sécheresse suivait une tendance cyclique d'environ 10 ans qui ne correspondait pas avec les phénomènes météorologiques El Niño ou La Niña. Les années les plus humides ont été 1948, 1957, 1962, 1977, 1984, 1988, 1997 et 2007. Actuellement, le climat se trouve dans une phase plus humide; les niveaux des lacs et des rivières étant beaucoup plus élevés que pendant les années de sécheresse.

FIGURE 6. *Exemples d'aménagement d'un ruisseau sinueux sur un terrain à faible relief et fortement incisé typique dans le bassin hydrographique de la rivière Petitot. Photos de Patrick Shaw.*

FIGURE 7. *Région de terres humides et de zones marécageuses près du bassin hydrographique de la rivière Petitot. Photo de Patrick Shaw.*

Les débits des eaux de surface sont dominés par une courte crue attribuable à la fonte des neiges, suivie d'un retour rapide aux débits de base. À la suite de la fonte des neiges, les cours d'eau agissent comme des bassins saturés et ils répondent rapidement aux événements de précipitation. Quand le niveau de l'eau diminue, le débit du cours d'eau est de plus en plus dominé par les tourbières oligotrophes et minérotrophes. Il y a trois principaux aquifères dans la basse terre du Fort Nelson, qui comprend les bassins des rivières Petitot, Hay et Fort Nelson – un aquifère libre de sable et de gravier, un aquifère captif de sable ou de mélange de sable et de gravier et un aquifère de substratum rocheux (Ronneseth, 1994). Les contributions des eaux souterraines demeurent généralement stables; la plus grande partie du ruissellement provient des eaux de surface stockées dans les tourbières (Johnson, 2010). Une enquête historique sur l'eau réalisée à partir des données des stations hydrométriques du Canada, *la rivière Petitot sous l'autoroute 77* (10DA001), juste au sud de la frontière de la Colombie-Britannique et des Territoires du Nord-Ouest, a été relancée en 2013. *La rivière voisine Hay, près de la station de la rivière Hay* (07OB001) est dotée d'une hydrologie semblable à celle de la rivière Petitot (Faria, 2002). Ainsi, l'hydrographe de la rivière Hay a été utilisé pour examiner les conditions hydrométriques attendues à la rivière Petitot pendant la période d'étude (figure 9).

Plusieurs facteurs affectent l'infiltration et l'écoulement au sein de la zone d'étude: le bas relief topographique, la présence de milieux humides ou de muskeg et de pergélisol discontinu. Dans les régions à bas-relief topographique, le niveau d'évacuation total est faible parce que l'eau est retenue dans le milieu et stockée dans le sol au-dessus du pergélisol et dans les milieux humides au printemps. L'écoulement est lent et l'infiltration se produit sur de grandes superficies, car le muskeg et le pergélisol imperméable discontinu permettent très peu d'infiltration d'eau vers le bas, ce qui contribue à la formation de tourbières, de marécages et de marais (Johnson, 2010).

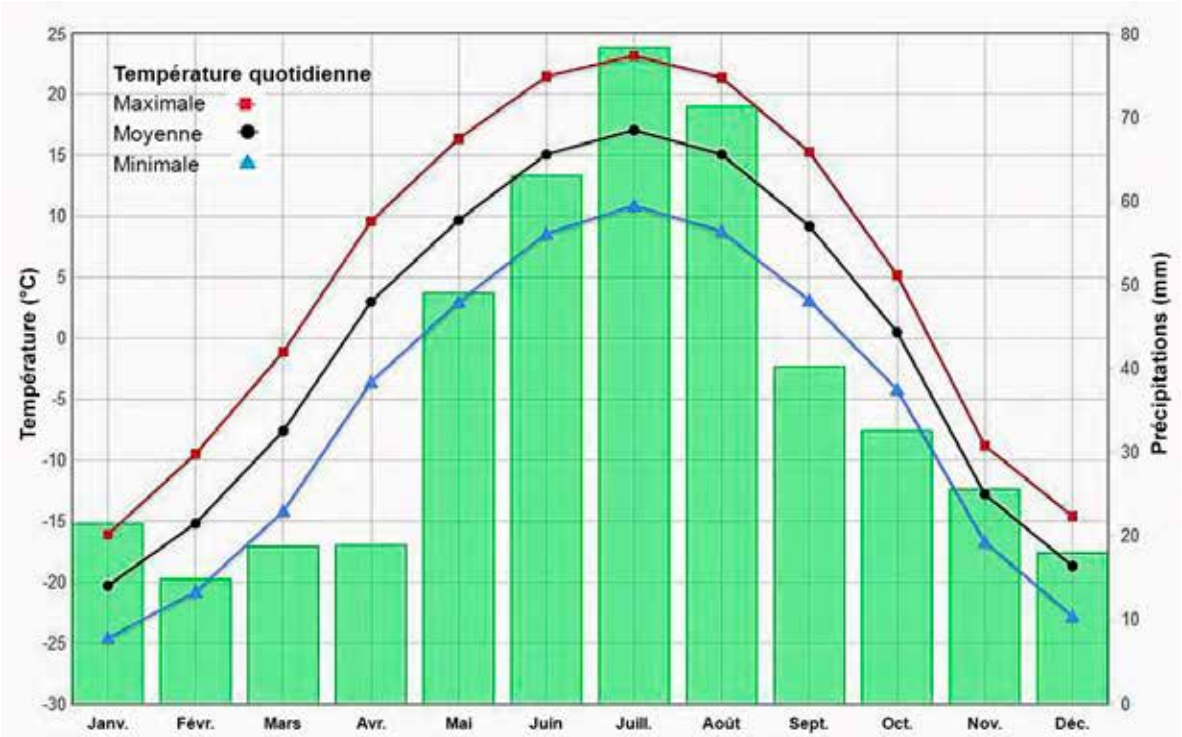


FIGURE 8. *Températures et précipitations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010 – Fort Nelson A. climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html.*

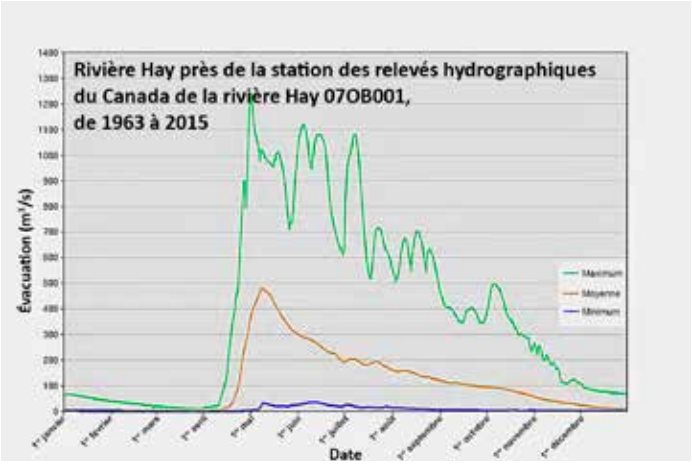


FIGURE 9. *Résumé du débit journalier historique de la rivière Hay, près de la communauté de la rivière Hay (07OB001), de 1963 à 2015.*

5. CHOIX DES SITES

Comme point de départ, nous avons utilisé les délimitations de bassin de l'atlas des eaux douces du ministère des Forêts, des Terres, des Opérations relatives aux ressources naturelles et du Développement rural de la Colombie-Britannique à une échelle de 1:50000 (catalogue de données du gouvernement de la C.-B., GeoBC, https://catalogue.data.gov.bc.ca/dataset). Il s'agit d'une couche de Système d'infomation géographique (SIG) de cours d'eau et de microbassins définis qui couvre toute la province, avec suffisamment de détails pour déterminer les cours d'eau de premier ordre. Dans le logiciel ArcGIS 10.1 (ESRI, Inc.), les données de la couche du bassin hydrographique ont été combinées à celles du SIG, compilées chaque mois et rendues disponibles par la BCOGC (http://data-bcogc.opendata.arcgis.com) qui indiquent le site et le type d'installations industrielles (p. ex. puits, puits abandonnés, stations de compression et sites d'élimination des déchets). La densité des puits au sein des microbassins de la région a été déterminée (figure 10). Les coordonnées des sorties en aval du bassin ont été utilisées dans le choix préliminaire des sites.

Une fois sur le terrain, on a rejeté une forte proportion de ces sites d'échantillonnage pour des raisons d'accès, de débit d'eau retenu ou de débit d'étiage. Dans de nombreux cas, l'accès au site choisi était limité, mais il était possible de trouver un site de remplacement en se déplaçant sur une certaine distance en amont ou en aval du site original.

En utilisant les coordonnées définitives de site, on a obtenu les grandes lignes des bassins hydrographiques versant en amont a l'aide de données altimétriques numériques en format matriciel correspondant aux feuilles de carte dont le NTS est de 1:50000 (cellules de 25 mètres). Les données en format vectoriel du Réseau hydro national ont été obtenues à partir des collections de données de GéoBase par l'entremise du portail de Données ouvertes du gouvernement du Canada (https://ouvert.canada.ca/fr/donnees-ouvertes). À la suite du traitement des modèles numériques d'altitude, les bassins hydrographiques individuels déplacés à côté de bassins en amont des points d'échantillonnage ont été définis dans le logiciel ArcGIS (ESRI, Inc.) à l'aide du prolongement ArcHydro. La densité des diverses installations gazières a été recalculée en utilisant les bassins nouvellement définis.

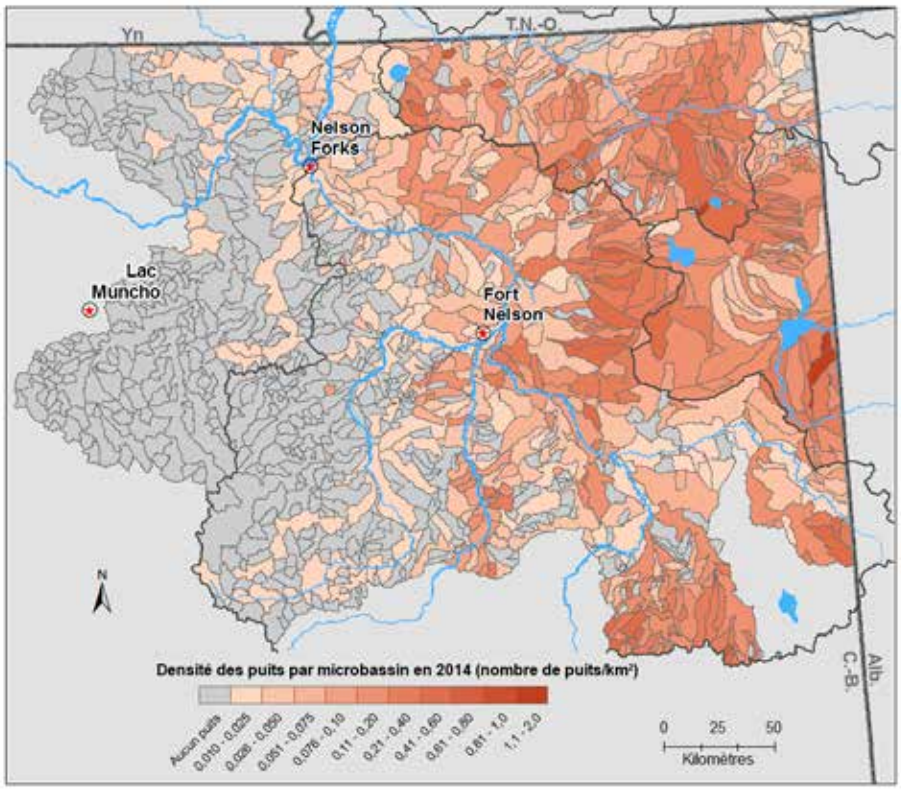


FIGURE 10. *Densité de puits par microbassin au sein de la région définie par l'étude en fonction des données géospatiales de 2014 de la BCOGC. Les bassins des rivières Petitot, Hay et Fort Nelson chevauchent les frontières de la Colombie-Britannique, de l'Alberta et des Territoires du Nord-Ouest.*

6. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

Le projet a été divisé en trois volets pour évaluer et surveiller la qualité de l'eau de surface. Les objectifs de chacun des volets sont présentés ci-dessous.

La **Partie A – Surveillance systématique de la qualité de l'eau** visait : a) à mieux comprendre les conditions de la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Petitot par la collecte de données de base à l'aide d'un ensemble normalisé de variables physiques et chimiques; b) à établir un site représentatif à long terme dans le bassin de la rivière Petitot.

La **Partie B – Surveillance synoptique de la qualité de l'eau** visait : a) à établir des tendances de la composition chimique temporelle et spatiale de l'eau au moyen d'un échantillonnage synoptique de l'eau durant les périodes d'étiage et de crue; b) à examiner la relation entre l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle et la qualité de l'eau de surface.

La **Partie C – Surveillance biologique** visait : a) à établir un modèle de bioévaluation des conditions de référence en fonction des caractéristiques de l'habitat et des communautés de macro-invertébrés benthiques; b) à évaluer la santé des écosystèmes présents dans les cours d'eau des bassins des rivières Liard, Fort Nelson et Petitot, qui sont exposés.

PARTIE A
SURVEILLANCE SYSTÉMATIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DOUCE

A1. MÉTHODOLOGIE

A1.1 PROTOCOLE ET SÉLECTION DES SITES

La caractérisation de la qualité de l'eau dans la région à l'étude repose sur deux méthodes d'échantillonnage employées à chacun des sites : l'échantillonnage instantané discret de la qualité de l'eau de surface et l'échantillonnage automatique de la qualité de l'eau. On a établi les sites d'échantillonnage dans des endroits qui sont exposés à des activités pétrolières et gazières non conventionnelles, qui disposent de bassins hydrographiques variés (tableau A1) et qui sont accessibles par la route ou en hélicoptère. Les échantillons instantanés ont été prélevés tous les trimestres, ce qui coïncidait avec les changements saisonniers qui se produisent dans l'hydrographe. Afin de saisir les événements épisodiques, tels que les déversements, des enregistreurs submersibles de la conductivité surveillaient continuellement la qualité de l'eau.

TABLEAU A1. *Caractéristiques des bassins pour les sites d'analyse de la qualité de l'eau à long terme.*

SITE	TYPE	DIMENSIONS DU BASSIN (KM²)	PUITS	DENSITÉ DU PUITS (PUITS/KM²)	SITES DES PUISARDS
Bassin de la rivière Petitot					
Ruisseau Fortune	**Affluent**	**197,6**	**14**	**0,071**	**5**
Ruisseau Emile	**Affluent**	**724,8**	**61**	**0,084**	**24**
Rivière Sahdoanah	**Affluent**	**1 386**	**513**	**0,37**	**13**
Rivière Petitot en aval de la rivière Tsea	**Principal**	**15 366**	**1 246**	**0,195**	**57**
Rivière Petitot à la hauteur de l'autoroute 77	**Principal**	**21 188**	**1 568**	**0,143**	**116**

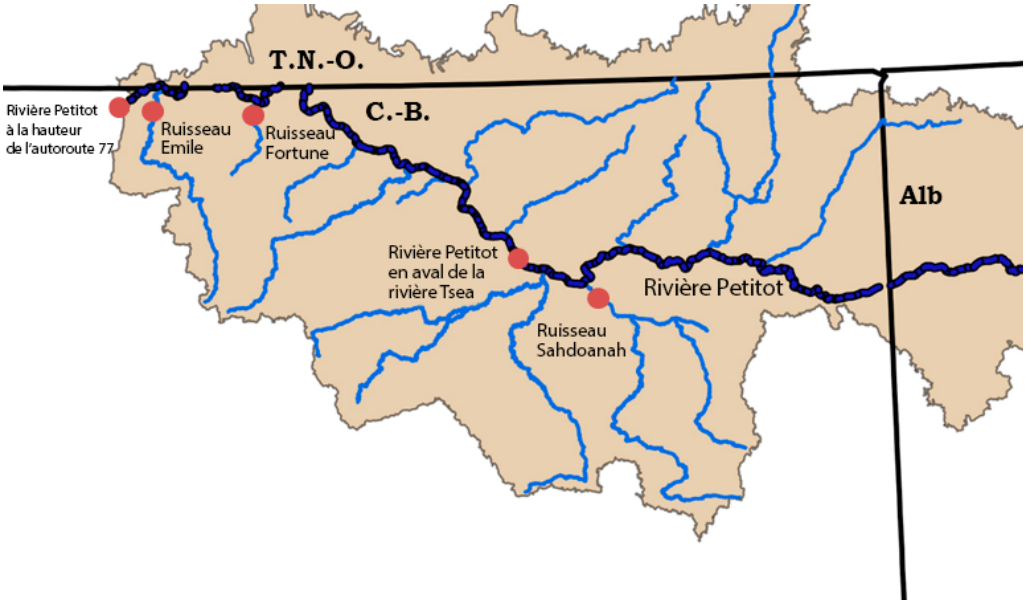


FIGURE A1. *Le bassin hydrographique de la rivière Petitot montrant les sites d'échantillonnage systématique de la qualité de l'eau.*

Deux sites ont été échantillonnés sur le cours principal de la rivière Petitot, et trois sites sur les affluents (figure A1). La sélection des variables correspond au Réseau de surveillance de la qualité de l'eau provincial-fédéral à long terme en vertu de l'Accord entre le Canada et la Colombie-Britannique sur le contrôle de la qualité de l'eau (gouvernement du Canada, 1985). Des enregistreurs submersibles ont aussi été installés. Les enregistreurs recueillaient des données sur la conductivité spécifique et la température de l'eau.

A1.2 PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS

Les échantillons instantanés de la qualité de l'eau ont été recueillis entre janvier 2012 et mars 2015. Pendant la saison des eaux libres, les échantillons étaient recueillis en marchant dans l'eau et des bouteilles étaient remplies à la main conformément aux protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2011). Lors des conditions de glaces hivernales, les échantillons étaient recueillis à l'aide d'un vilebrequin à glace et de pompes conformément aux protocoles du CCME (CCME, 2011) et de l'Alberta (Alberta Environment, 2006). Les mesures sur le terrain, y compris le pH, la conductivité spécifique, la conductivité et la température de l'eau, ont été consignées à l'aide d'une multisonde in situ.

Les échantillons étaient manipulés conformément aux protocoles du CCME (CCME, 2011) et expédiés aux laboratoires d'analyse le plus rapidement possible après la collecte des échantillons. Les analyses des nutriments, des ions majeurs et des variables physiques étaient effectuées à Maxxam Analytics à Burnaby, en Colombie-Britannique, et au Laboratoire des essais environnementaux du

FIGURE A2. *L'enregistreur HOBO® U24 (haut) et l'enregistreur de niveau Solinst LTC (centre). Photo de Patrick Shaw.*

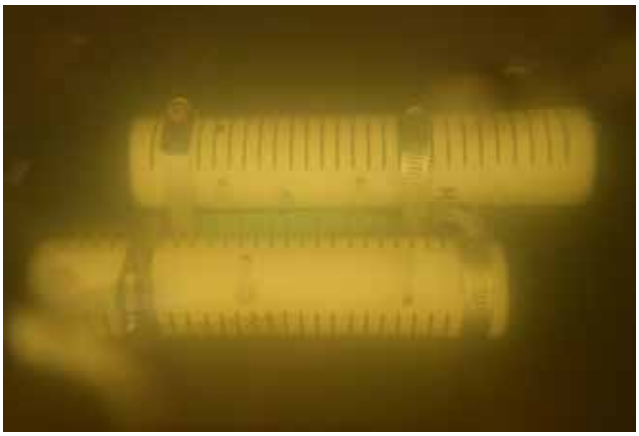


FIGURE A3. *Boîtier et installation type d'un enregistreur de la conductivité. Photo d'Ayisha Yeow.*

Pacifique et du Yukon d'ECCC à North Vancouver, en Colombie-Britannique. Les analyses des métaux et du phosphore étaient réalisées au Laboratoire national des essais environnementaux à Burlington, en Ontario. Tous les laboratoires utilisés répondent aux normes de certification de la Canadian Association for Laboratory Accreditation Inc. (CALA). Les méthodes d'analyses utilisées sont décrites à l'annexe A.

Les enregistreurs submersibles (figure A2) étaient installés dans l'eau courante, dans l'écoulement principal des rivières ou des cours d'eau; ils étaient programmés pour enregistrer les données toutes les 30 minutes. L'équipement était uniquement accessible durant la saison d'étiage, qui s'étend généralement d'août à octobre. Les enregistreurs étaient généralement remplacés à l'automne et les données étaient récupérées au mois de juillet ou d'août de l'année suivante. Les enregistreurs étaient placés dans des caissons protecteurs constitués de tuyaux en PVC de 2 pouces perforés et fixés au lit du cours d'eau avec des barres d'armature (figure A3). Les perforations permettaient à l'eau de s'écouler librement à travers le tuyau tout en tenant les cailloux et les débris à l'écart. Deux types d'enregistreurs de la conductivité ont été mis à l'essai pour leur capacité de résistance aux basses températures et aux conditions des rivières dans la zone d'étude : l'enregistreur de niveau Solinst LTC et l'enregistreur de la conductivité HOBO® U24. Une comparaison détaillée des propriétés des enregistreurs se trouve à l'annexe A.

L'assurance qualité et le contrôle qualité (AQCQ) sur le terrain comprennent des procédures et des précautions pour minimiser les erreurs et les imprécisions dans les données générées. Le projet a utilisé cinq stratégies afin de s'assurer que des mesures d'AQCQ appropriées étaient suivies pour l'échantillonnage discret :

- Les échantillons discrets et d'assurance qualité étaient recueillis et manipulés conformément aux protocoles CCME pour l'échantillonnage de la qualité de l'eau douce (CCME, 2011).
- Les instruments utilisés sur le terrain (YSI ProPlus^{MC}) étaient vérifiés et calibrés à chaque sortie.
- Des échantillons témoins d'équipements étaient recueillis de la pompe et du tube à chaque sortie. Des échantillons témoins de transport étaient recueillis chaque jour.
- Les échantillons répétés de terrain et les échantillons témoins de terrains représentaient environ 40 % du total des échantillons.

Les enregistreurs étaient vérifiés ou calibrés en fonction des normes avant le déploiement conformément aux protocoles de fabrication. Les mesures sur le terrain étaient aussi recueillies à l'aide d'une sonde YSI ProPlus^{MC} in situ au moment du déploiement et du retrait de l'enregistreur, afin d'ajuster la dérive et le colmatage de l'instrument.

Les données des échantillons discrets ont été validées en vertu du protocole d'approbation des données (Environnement Canada, 2014b) conformément à l'Accord entre le Canada et la Colombie-Britannique sur le contrôle de la qualité de l'eau (gouvernement du Canada, 1985). Les variables étaient également triées en vertu de la méthode des valeurs en dessous de la limite de détection (c.-à-d. des données censurées). Les données de températures automatiques étaient validées à l'aide des procédures de traitement des données présentées dans (Toohey et coll., 2014) avec la version 3.1 du logiciel Aquarius Workstation (Aquatic Informatics Inc., 2013). De plus, les tendances dans les données de températures de l'eau étaient triées pour déterminer des périodes possibles au cours desquelles les enregistreurs étaient enfouis dans les sédiments, recouverts de glace ou exposés à l'air; dans ces cas, les données étaient retirées et ne faisaient pas l'objet d'une analyse plus approfondie.

A1.3 ANALYSE DES DONNÉES

Toutes les analyses statistiques étaient effectuées dans la version R (R Core Team, 2015). Les diagrammes à surfaces (ggplot2; Wickham, 2009) étaient calculés sur place en un sous-ensemble de variables pour lesquels des recommandations de qualité d'eau applicables étaient disponibles et adaptées à l'exploitation du gaz de schiste. Les statistiques sommaires comprenaient la médiane, le maximum, le minimum, la taille de l'échantillon, et le premier et le troisième quartiles. Les statistiques sommaires étaient estimées à l'aide d'une méthode de régression sur les statistiques d'ordre (Lee, 2013) pour les variables comprenant moins de 80 % de données censurées à la suite du contrôle de qualité (Helsel, 2012).

Les diagrammes à surfaces offrent une représentation graphique des statistiques sommaires, utilisant toutes les données d'échantillon par site et par saison. Les saisons trimestrielles étaient définies en fonction de l'hydrographe de la rivière Hay (section 4, figure 9). Les diagrammes à surfaces montrent la médiane ainsi que les valeurs des quartiles inférieur et supérieur des données. Les bords inférieurs et supérieurs des surfaces représentent le 25^{e}et le 75e quartiles, alors que les lignes représentent l'intervalle interquartile de 1,5*. La ligne centrale est la concentration médiane et les étoiles sont les valeurs aberrantes (figures A4 et A5).

Des tests non paramétriques ont été utilisés pour évaluer les différences entre les sites et les saisons des données recueillies de janvier 2012 à mars 2015. Un test de Kruskal-Wallis a été effectué (H_0 : est égal à la médiane de tous les groupes) (Helsel, 2012). Si l'hypothèse nulle était rejetée, un test de Wilcoxon de comparaisons multiples

utilisant la classification des sommes était appliqué pour la comparaison en paires entre les sites spécifiques. Les valeurs de signification étaient ajustées pour contrer les erreurs de site de type 1 (Helsel, 2012).

Des diagrammes à surfaces et des graphiques chronologiques pour assurer la pérennité des données des enregistreurs étaient générés en utilisant la trousse ggplot2 (Wickham, 2009). En raison des nombreux problèmes liés aux installations auxquels nous avons dû faire face au cours de la première année, l'analyse des données a été limitée d'août 2014 à juillet 2015. Un tableau montrant l'intégralité des données sur la conductivité spécifique et la température – le pourcentage de jours par mois pour lequel plus de 80 % des lectures du registre quotidien sont intactes – est présenté à l'annexe A.

A2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les échantillons discrets de la qualité de l'eau prélevés sur cinq sites ont fourni des données ponctuelles sur les caractéristiques physico-chimiques, les métaux et les nutriments afin de caractériser de façon générale les conditions de la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Petitot. Les résultats étaient aussi comparés aux recommandations de la qualité de l'eau. La qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Petitot peut être caractérisée de façon générale par une dureté moyenne, avec un pouvoir tampon élevé (tableau A2). Les concentrations élevées des matières en suspension et des métaux (TSS) (tableau A2) étaient, à l'exception du fer, principalement attribuables à la crue printanière. La rivière a été classée comme étant mésotrophique avec des niveaux modérés de phosphore (P) (CCME, 2004). La couleur semblable à celle du thé observée dans les affluents du bassin est attribuable au carbone organique dissous (COD) (tableau A2). Les résultats des sites individuels et la comparaison avec les recommandations de la qualité de l'eau sont présentés à l'annexe A.

A2.1 ÉCHANTILLONS INSTANTANÉS : CONDITIONS GÉNÉRALES DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Comparaison avec les recommandations de qualité d'eau

La dureté (exprimée en mg/L $CaCO_3$) dans le bassin de la rivière Petitot se situait entre 36,8 et 214 mg/L avec une valeur médiane de 116 mg/L; en règle générale, l'eau est considérée comme dure. Les sources naturelles de dureté de l'eau sont les roches sédimentaires ainsi que le suintement et le ruissellement provenant du sol. Le CCME et la Colombie-Britannique n'ont établi aucune recommandations de qualité d'eau pour la dureté; cependant, Santé Canada a défini les degrés de dureté pour l'eau potable (Santé Canada, 1979) : eau douce : < 60 mg/L; eau modérément dure : 60 à 120 mg/L; eau dure : 120 à 180 mg/L; eau très dure : >180 mg/L.

L'alcalinité se situait entre 22,3 et 261 mg/L avec une concentration médiane de 82 mg/L. Tous les résultats se situaient au-dessus des valeurs recommandées de 20 mg/L (Alberta Environment, 2014) pour les cours d'eau sensibles, ce qui laisse entendre que le bassin fait preuve d'une grande capacité tampon à résister aux changements en apport acide.

Le pH se situait entre 7,33 et 8,39 avec un pH médian de 7,95, légèrement alcalin et dans la fourchette acceptable des valeurs recommandées par la C.-B. pour la qualité de l'eau en ce qui a trait au pH (6,5 à 9,0) aux fins de la protection de la vie aquatique (McKean et Nagpal, 1991). Dans le rejet documenté de fluides de fracturation hydraulique dans le ruisseau Acorn, au Kentucky, le pH a été réduit de 7,5 à 5,6 (Papoulias et Velasco, 2013); un pH faible (de 4,5 à 6) est nocif pour les insectes aquatiques, les poissons et les amphibiens.

Le carbone organique dissous se situait entre 10,5 et 32,4 mg/L, avec une concentration médiane de 19,55 mg/L pour le bassin dont la plus grande partie de l'eau de surface avait une couleur semblable à celle du thé. Dans des conditions naturelles, le COD est le résultat de la décomposition des résidus organiques. Le carbone organique dissous se trouve dans des substances humiques qui peuvent pénétrer dans les plans d'eau par le sol et les tourbières. Les concentrations plus élevées se trouvent dans les zones marécageuses et les régions boisées (Chapman et Kimstach, 1996). Selon les valeurs recommandées par la Colombie-Britannique pour la protection de la vie aquatique, le 50e centile du jour 30 doit se situer à moins de 20 % du niveau naturel des données historiques (Moore, 1998). En l'absence de données historiques sur le COD, une comparaison avec les recommandations de qualité d'eau n'était pas possible; cependant, les résultats peuvent maintenant être utilisés comme niveau de référence pour les prochaines comparaisons. Les changements dans le COD peuvent causer des réductions dans la productivité primaire et le métabolisme du système, tout en augmentant la sensibilité aux métaux toxiques et à l'acidification (Moore, 1998).

TABLEAU A2. *Qualité de l'eau dans la rivière Petitot (N=64) ainsi qu'une comparaison avec les valeurs de référence, le cas échéant. Les valeurs recommandées par la Colombie-Britannique pour la qualité de l'eau aux fins de la protection de la vie aquatique sont présentées, sauf indication contraire.*

VARIABLE	MÉDIANE	RECOMMANDATION DE QUALITÉ D'EAU
Alcalinité totale (mg/L $CaCO_3$)	**82**	**20*** **
Total d'aluminuim (µg/L)	**48,9**	**5000 (faune)**
Total d'arsenic (µg/L)	**0,55**	**5**
Total de baryum (µg/L)	**40,1**	**1000†**
Total de béryllium (µg/L)	**0,0125**	**S.O.**
Total de bore (µg/L)	**13,3**	**1200**
Total de bromure (mg/L)	**66 % < DL**	**S.O.**
Total de cadmium (µg/L)	**0,017**	**0,069 à 0,40‡**
Calcium dissous (mg/L)	**34**	**S.O.**
Carbone organique dissous (mg/L)	**19,55**	**S.O.**
Chlorure dissous (mg/L)	**1,3**	**600**
Total de chrome (µg/L)	**0,125**	**8,9‡**
Total de cobalt (µg/L)	**0,216**	**110**
Total de cuivre (µg/L)	**0,82**	**5,46 à 30,3***
Dureté (mg/L $CaCO_3$)	**116**	**S.O.**
Total de fer (µg/L)	**593**	**1000**
Total de plom (µg/L)	**0,1055**	**22,9 à 332***
Total de lithium (µg/L)	**5,705**	**S.O.**
Matières dissoutes totales (mg/L)	**181**	**500†**
Magnésium dissous (mg/L)	**7,17**	**S.O.**
Total de manganèse (µg/L)	**49,5**	**945 à 3857***
Total de molybdène (µg/L)	**0,488**	**2000**
Nitrate (mg/L)	**0,0036**	**32,8**
Nitrite (mg/L)	**70 % < DL**	**0,06 à 0,6****
pH	**7,95**	**6,5 à 9,0**
Total de phosphore (µg/L)	**17,6**	**Cadre‡**
Potassium dissous (mg/L)	**0,899**	**S.O.**
Matières en suspension totales (MEST) (mg/L)	**4,8**	**S.O.**
Total de rubidium (µg/L)	**0,926**	**S.O.**
Sodium dissous (mg/L)	**4,33**	**200†**
Total de sélénium (µg/L)	**0,1**	**2**
Conductivité spécifique (µs/cm)	**224**	**S.O.**
Total de strontium (µg/L)	**79,25**	**10 700§**
Sulfate dissous (mg/L)	**28,25**	**218 à 429***
Total d'uranium (µg/L)	**0,3495**	**S.O.**
Total de vanadium (µg/L)	**0,35**	**S.O.**
Total de zinc (µg/L)	**1,15**	**33 à 191***

* Valeurs recommandées par la Colombie-Britannique pour la qualité de l'eau en fonction de la dureté
** Valeurs recommandées par la Colombie-Britannique pour la qualité de l'eau en fonction de la concentration de chlorure (Cl < 2 mg/L)
*** Recommandations pour la qualité de l'environnment pour les eaux de surface de l'Alberta
† Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada de Santé Canada
‡ Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique
§ Proposé par McPherson et coll. (2014)

Les matières en suspensions totales se situait généralement entre < 1 et 328 mg/L (médiane de 4,8 mg/L); les valeurs les plus élevées ont été remarquées lors des périodes de crue. La valeur maximale (328 mg/L) a été enregistrée au ruisseau Fortune au cours du débit de pointe en 2013. Aucune comparaison avec les recommandations de qualité d'eau n'a été possible puisque les valeurs recommandées pour les matières en suspensions totales s'appuient sur les changements liés à la concentration naturelle. Cependant, les données de cette étude pourront être utilisées aux fins de considérations futures dans l'établissement des niveaux naturels pour les recommandations. Les matières en suspensions totales des rivières augmente généralement en fonction du débit et il peut varier de façon importante. La construction des plateformes, des routes et des pipelines peut accélérer l'érosion et le ruissellement, ce qui peut accroître le TSS dans les eaux courantes. Le TSS, quant à lui, réduit la quantité de soleil offerte, augmente la température de l'eau et diminue l'oxygène dissous et la clarté pour, ultimement, endommager la condition biologique (Olmstead et coll., 2013).

Les concentrations de nitrate (NO_3) se situaient entre < 0,002 et 0,46 mg/L et 70 % des résultats liés au nitrite (NO_2) étaient inférieurs à la limite de détection de la méthode (0,002 mg/L). Toutes les concentrations de NO_3 et de NO_2 mesurées étaient inférieures aux valeurs recommandées par la C.-B. pour la qualité de l'eau.

La forme la plus commune d'azote qui se trouve dans les eaux naturelles est le NO_3, un nutriment essentiel aux plantes aquatiques (Chapman et Kimstach, 1996). Il a été démontré que le nitrite peut être très toxique pour certains groupes de poissons, et tout particulièrement les salmonidés (Meays, 2009).

Les concentrations totales de phosphore se situaient entre 7,7 et 212 µg/L; les valeurs maximales ayant été enregistrées pendant les périodes de crue. L'état trophique actuel du bassin de la rivière Petitot, basé sur la valeur médiane du phosphore (17,6 µg/L), est mésotrophique et il est donc défini comme ayant un niveau moyen de nutriments. Le phosphore est généralement l'élément nutritif limitant la croissance des algues et il contrôle ainsi la productivité primaire d'un plan d'eau (Chapman et Kimstach, 1996); des niveaux élevés de phosphore peuvent entraîner l'eutrophisation. Le phosphore est présent de façon naturelle dans la plupart des roches, des déchets animaux, des matières végétales et dans l'atmosphère. Les recommandations du CCME pour le phosphore contiennent un cadre graduel selon lequel la concentration de phosphore ne doit pas dépasser des seuils prédéfinis ni augmenter de façon à dépasser de plus de 50 % les niveaux de référence (CCME, 2004). Les données de cette étude peuvent être utilisées pour évaluer les augmentations par rapport au niveau naturel.

Les mesures de cadmium (Cd) total (0,005 à 0,214 µg/L) ont dépassé les valeurs recommandées par la Colombie-Britannique à trois des cinq sites du bassin de la rivière Petitot au cours de crue survenue en mai 2013 (tableau A5). Les dépassements étaient probablement liés aux concentrations élevées de MEST. De plus, 39 % des échantillons de tous les sites ont dépassé les valeurs recommandées par la Colombie-Britannique de 1 000 µg/L pour le fer total (Phippen et coll., 2008). En Colombie-Britannique, les recommandations pour le Cd, le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le manganèse (Mn) et le zinc (Zn) sont établies en fonction de la dureté puisque ces métaux deviennent plus toxiques dans l'eau douce. Des quantités traces de ces métaux sont naturellement présentes dans l'eau douce en raison de la résistance aux intempéries des roches et des sols.

Saisonnalité

Aux fins d'analyses, les données ont été séparées selon les saisons, soit l'hiver (janvier à mars), le printemps (avril à juin), l'été (juillet à septembre) et l'automne (octobre à décembre). Un test de Kruskal-Wallis a été employé pour mesurer les différences globales et un test de Wilcoxon par paires a été effectué pour déterminer quelles saisons étaient différentes. La plupart des variables étaient très différentes pendant la crue printanière qui a lieu en mai (figure A4). Le carbone organique dissous et l'uranium (U) n'ont pas révélé de différence importante entre les saisons. Les concentrations des matières en suspensions totales et les paramètres connexes (arsenic [As], Cd, fer [Fe], Mn, Zn et Pb) étaient beaucoup plus élevées lors de la crue printanière et les paramètres, telles que l'alcalinité, la dureté, le bore (B), le chlorure (Cl), le strontium (Sr), le NO_3, le sodium (Na) et la conductivité spécifique, étaient beaucoup plus élevées pendant les périodes de débit faible au cours de l'hiver (annexe A). Au cours des périodes de débit faible, le débit de l'eau est influencé par les tourbières et les marécages en amont qui sont contrôlés par le pergélisol discontinu qui, à son tour, contrôle les interactions entre l'eau de surface et l'eau souterraine. Il y a très peu d'infiltration d'eau dans la région, car la tourbe a généralement une très faible perméabilité verticale. Le drainage de la tourbe provoque une augmentation du débit de base d'été, des sédiments en suspension, de la température maximale du cours d'eau, de la conductivité spécifique et des concentrations de pH, NO_3, calcium (Ca), magnésium (Mg) et Na (Johnson, 2010).

Les ruisseaux Fortune, Emile et Sahdoanah présentaient également des concentrations élevées de Fe en hiver (annexe A). Une fois de plus, ces concentrations sont probablement influencées par les tourbières et les marécages en amont qui ont un effet sur l'apport des eaux souterraines aux cours d'eau lors des périodes de débit faible. La profondeur, l'épaisseur et la durée du gel au sol et du pergélisol déterminent les taux d'écoulement souterrain, d'infiltration et de recharge (Johnson, 2010). Les eaux souterraines échantillonnées des puits peu profonds dans la région de Fort Nelson contenaient au plus 5 mg/L de fer au total (Rosenneth, 1994).

Comparaison entre les sites

On a eu recours à la vérification d'hypothèses entre les sites pour déterminer s'il y avait des différences entre les sites où les activités pétrolières et gazières non conventionnelles sont élevées et là où elles sont faibles, en plus de la différence entre les affluents de taille moyenne et le cours principal de la rivière Petitot. On a réalisé la comparaison de la qualité de l'eau entre les sites à l'aide du test de Kruskal-Wallis pour dégager les différences significatives et du test Wilcoxon par paires pour déterminer quels sites étaient différents. On a ensuite créé des diagrammes à surfaces pour fournir une représentation graphique des différences entre les sites en fonction des variables.

Le ruisseau Emile et les deux sites du cours principal de la rivière Petitot (à la hauteur de l'autoroute 77 et en aval de la rivière Tsea) présentaient des conditions de qualité de l'eau très similaires selon le test de Kruskal-Wallis. L'alcalinité moyenne, la dureté, la conductivité spécifique et les taux d'AS, de baryum (Ba), de Ca, de Mg, de molybdène (Mo) et d'U sont beaucoup plus bas dans le ruisseau Fortune que dans les autres sites échantillonnés dans le bassin de la rivière Petitot (figure A5). Le ruisseau Sahdoanah présentait également des concentrations beaucoup plus importantes de fer et de COD comparativement

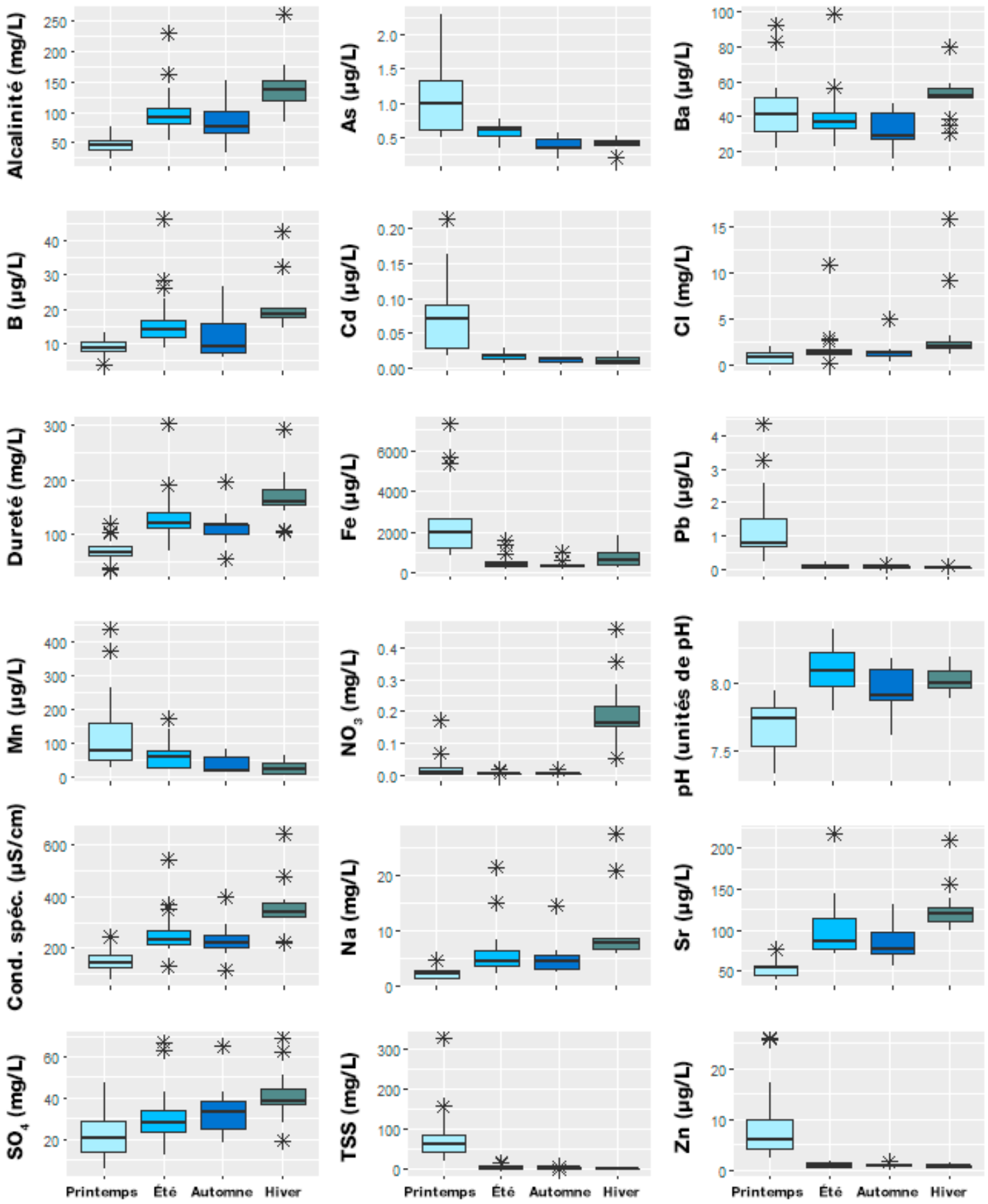
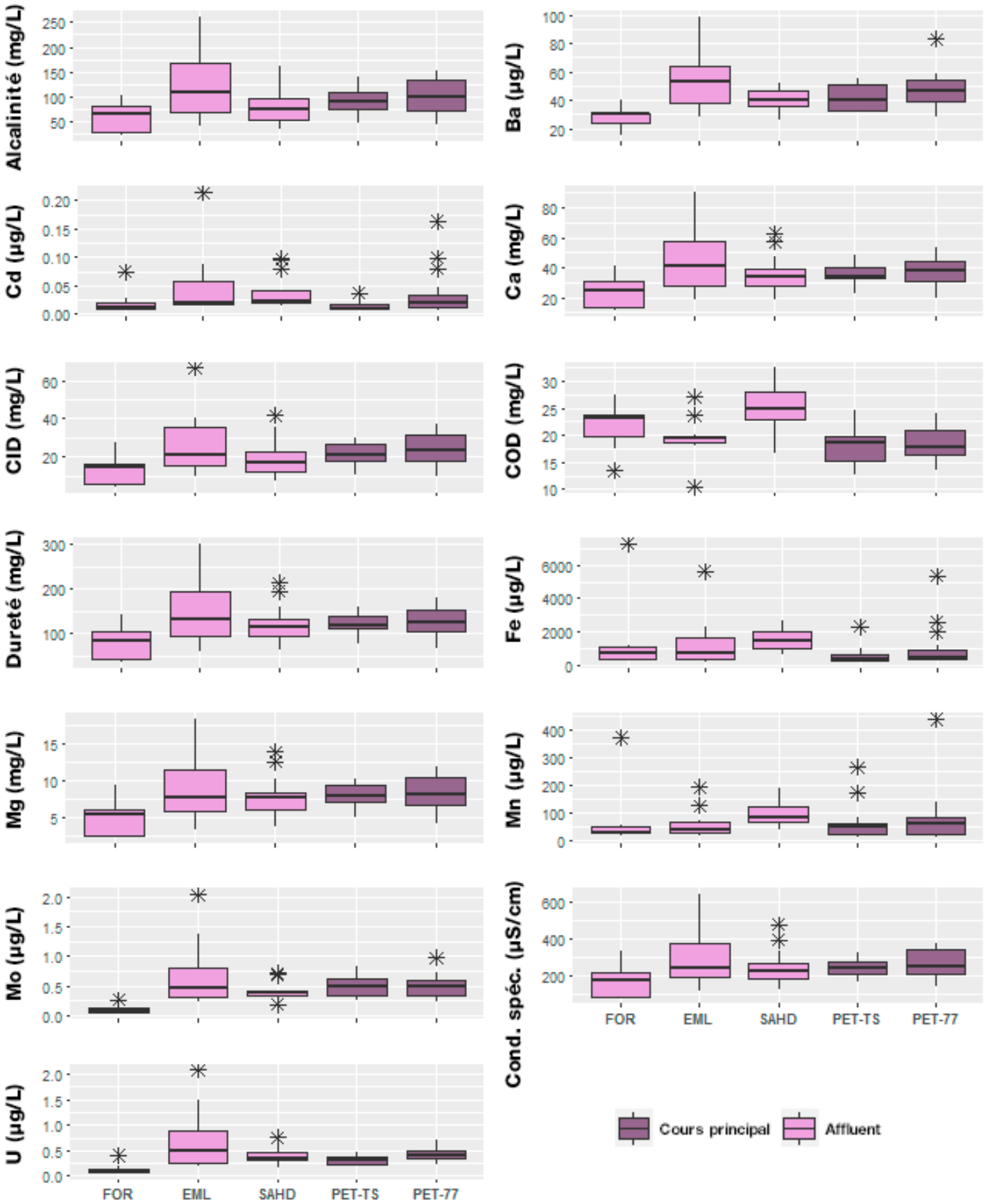


FIGURE A4. *Diagramme à surfaces montrant des variables avec d'importantes différences saisonnières pour un sous-ensemble de variables importantes au sein de la Rivière Petitot.*



Remarque : FOR = ruisseau Fortune, EML = ruisseau Emile, SAHD = ruisseau Sahdoanah, PET-TS = rivière Petitot en aval de la rivière Tsea, PET-77= rivière Petitot à la hauteur de l'autoroute 77.

FIGURE A5. *Diagramme à surfaces montrant des variables avec d'importantes différences entre les sites au sein du bassin de la rivière Petitot.*

aux sites du cours principal de la rivière Petitot et du ruisseau Fortune (figure A5); celles-ci peuvent être attribuables aux tourbières et aux marécages en amont qui sont différents entre les sites. En ce qui concerne l'arsenic, on note, dans l'ensemble, une différence importante entre les sites; cependant, la comparaison entre les paires n'a pas donné de résultats significatifs. Un examen attentif des résultats des paires montre que le ruisseau Fortune diffère du ruisseau Sahdoanah et des sites du cours principal de la rivière Petitot à $\alpha = 0{,}07$.

Le ruisseau Fortune présentait de nombreuses différences dans les paramètres de qualité lorsqu'on le comparait aux autres sites. Il présente aussi la plus petite zone de drainage ainsi que le plus faible nombre de puits, d'installations d'élimination des déchets et d'installations de stockage de puisards. Les différences en matière d'alcalinité, de Ca, de carbone inorganique dissous (CID), de dureté, de Mg et de conductivité spécifique sont probablement attribuables à la taille du bassin. Les rivières et les cours d'eau ayant de plus petites zones de drainage sont plus sensibles aux événements de précipitations, ce qui influence la qualité de l'eau (Maybeck et coll., 1996). Les différences en matière d'arsenic, de baryum et d'uranium reflètent peut-être les répercussions mineures liées à la gestion du déblai de forage. Des simulations géochimiques de déblais de forage de schiste noir avec de l'eau de pluie et le lixiviat de décharge dans des conditions de stockage typique suggèrent que la dissolution des minéraux carbonatés ou sulfureux pourrait mobiliser l'arsenic et l'uranium (Phan et coll., 2015). Les déblais de forage en contact avec le sol pourraient se traduire par une accumulation de baryum ou la migration subséquente du baryum vers les eaux souterraines (Phan et coll., 2015). Les options pour l'élimination des déchets de forage (systèmes de boue à base d'eau) dans le nord-est de la Colombie-Britannique comprennent la construction de fosses ou la dispersion terrestre (BCOGC, 2015a).

A2.2 ÉCHANTILLONS INSTANTANÉS : VARIABLES LIÉES À L'EAU PRODUITE

L'USEPA a compilé des données sur la présence de métaux et d'ions dissous dans l'eau produite dans huit formations de schiste et à faible perméabilité aux États-Unis (USEPA, 2015), qui comprennent des concentrations élevées de B, Ba, bromure (Br), Ca, Mg, Na, Cl, sulfate (SO_4), Fe, manganèse (Mn), Sr et matières dissoutes totales. Des comparaisons avec les valeurs recommandées par la C.-B. pour la qualité de l'eau aux fins de la protection de la vie aquatique ont été réalisées lorsqu'on disposait de ces valeurs. En l'absence de valeurs approuvées par la C.-B., les résultats ont été comparés aux valeurs recommandées par le CCME, Santé Canada et le USEPA pour la qualité de l'eau. Il est important de noter qu'il n'y a pas de recommandations de qualité d'eau pour le brome, le magnésium, le calcium et le strontium.

Bore

Les concentrations de B total se situaient entre 3,9 et 46,2 µg/L dans le bassin de la rivière Petitot, et la médiane était de 13,3 µg/L, ce qui est 90 fois moins élevé que la recommandation de qualité d'eau de 1200 µg/L (Moss et Nagpal, 2003). Warner et coll. (2004) ont examiné six types d'échantillons d'eau de quatorze formations pétrolières et gazières; ils ont déterminé que l'injection d'eau douce dans la formation entraîne probablement le rejet de B et de lithium (Li) échangeables des sites d'absorption sur les surfaces de minéraux argileux dans l'eau produite.

Baryum

Les concentrations de Ba total dans le bassin de la rivière Petitot se situaient entre 15 et 98,9 µg/L; la médiane était de 40,1 µg/L, ce qui est 25 fois moins élevé que la valeur de 1000 µg/L recommandée pour l'eau potable (Santé Canada, 1990). Le baryum est une source de préoccupation en raison de sa toxicité dans l'eau potable. L'eau produite dans les schistes de Marcellus contient des concentrations élevées de baryum. Semblables au bore, les concentrations élevées de baryum dans l'eau produite peuvent être causée par la lixiviation directe des roches fracturées (Renock et coll., 2016).

Bromure

Quatre-vingts pour cent (80 %) des échantillons de Br dissous du bassin de la rivière Petitot étaient en dessous de la limite de détection de la méthode (0,01 mg/L) et ils étaient semblables aux concentrations détectées dans les eaux en amont de l'installation d'élimination des déchets liés aux activités pétrolières et gazières non conventionnelles en Virginie-Occidentale ((Akob et coll., 2016). À l'heure actuelle, il n'y a pas de recommandation de qualité d'eau pour le brome. Le brome est présent dans le schiste riche en matières organiques et il se trouve en concentrations élevées dans l'eau produite (Barbot et coll., 2013; Lauer et coll., 2016).

Calcium, chlorure, sodium et matières dissoutes totales

Les eaux produites des schistes et du grès ont été caractérisées comme étant des types d'eau Na-Ca-Cl et elles sont généralement salines (USEPA, 2015). Les concentrations élevées de MDT dans les eaux produites des formations de schiste et de grès relevées par l'USEPA étaient généralement dominées par des concentrations importantes de chlore et de sodium et de grandes contributions de cations monovalents et divalents, tels que le calcium (USEPA, 2015).

Les concentrations de Ca dissous se situaient entre 11 et 90,3 mg/L, avec une concentration médiane de 34 mg/L. Les concentrations de Mg dissous se situaient entre 2,2 et 18,4 mg/L, avec une concentration médiane de 7,17 mg/L. À l'heure actuelle, il n'y a pas de recommandations de qualité d'eau pour le Ca ou le Mg. L'eau souterraine de la région a été décrite comme étant de type biocarbonate de

Ca-Mg avec des concentrations de dureté qui se situent entre 250 et 300 mg/L (Rosenneth, 1994). Les concentrations élevées de calcium, de magnésium et de dureté détectées proviennent probablement de la contribution de l'eau souterraine à l'eau de surface.

Les concentrations de Cl dissous se situaient entre < 0,1 et 15,9 mg/L; la médiane était de 1,3 mg/L, ce qui est 460 fois moins élevé que la valeur de 600 mg/L recommandée pour la protection de la vie aquatique (Nagpal et coll., 2003). Comme il est difficile d'éliminer les concentrations élevées de chlorure dans une solution par un traitement chimique ou biologique, l'eau produite coûte cher à traiter (Olmstead et coll., 2013). Des augmentations extrêmement marquées de Cl sont observées aux endroits où un déversement s'est produit. Par exemple, les concentrations de chlorure dans le ruisseau Acorn, au Kentucky, étaient de 8 500 mg/L aux sites en aval échantillonnés quatre jours après un rejet potentiel de fluide de fracturation hydraulique dans le cours d'eau et elles étaient encore à 2 900 mg/L deux semaines plus tard (Papoulias et Velasco, 2013).

Les concentrations de Na dissous dans le bassin de la rivière Petitot se situaient entre 1,1 et 27,6 mg/L, avec une médiane de 4,33 mg/L, soit similaire à la concentration médiane (5,6 mg/L) qu'on trouve dans l'eau potable canadienne (Santé Canada, 1979). Des concentrations élevées de Na et de Cl ont été détectées dans les eaux déversées de la Virginie-Occidentale et de Bakken (Barbot et coll., 2013; Akob et coll., 2016; Lauer et coll., 2016).

La concentration médiane de matières dissoutes totales (MDT) mesurée dans le bassin de la rivière Petitot est de 170 mg/L, soit 2,9 fois moins que la recommandation de 500 mg/L (Santé Canada, 1991). Les concentrations dans les eaux souterraines mesurées de l'aquifère libre dans la région se situent entre 300 et 400 mg/L (Rosenneth, 1994).

Fer et manganèse

Les concentrations de Fe total sont relativement élevées dans le bassin, et elles se situent entre 163 et 7 310 µg/L. Comme mentionné à la section A2.1, 39 % des échantillons prélevés dans le bassin de la rivière Petitot contenaient un total de fer supérieur à la valeur de 1 000 µg/L recommandée par la Colombie-Britannique (Phippen et coll., 2008). De nombreux dépassements (70 %) se sont produits pendant les périodes de crue, et ils sont probablement liés à la charge sédimentaire importante pendant ces périodes. D'autres dépassements se sont produits dans les affluents pendant la période d'étiage hivernale, et ils sont probablement liés aux tourbières et aux marécages en amont qui régissent les interactions entre l'eau souterraine et l'eau de surface (Johnson, 2010). La concentration médiane de fer dans le bassin est de 593 µg/L. On a mesuré des concentrations de fer atteignant 5 000 µg/L dans l'eau souterraine de l'aquifère libre (Rosenneth, 1994), ce qui indique que les concentrations élevées ont probablement un lien avec l'eau souterraine (figure A6).

Les concentrations de Mn total dans le bassin de la rivière Petitot se situaient entre 9,49 et 439 mg/L, avec une valeur médiane de 49,5 µg/L. Les concentrations typiques de Mn mesurées dans le district de Cariboo et les régions d'Omineca et de Peace se situent entre 2 et 1 530 µg/L (Nagpal, 2001). Une valeur de recommandation spécifique a été calculée pour chaque mesure en fonction de la dureté (Nagpal, 2001), et celle-ci n'a jamais été dépassée.

Les oxydes de fer et de manganèse dans les formations de solides peuvent être libérés par la dissolution lors des phases de solubilité acide. Dans des conditions anaérobies, les microorganismes peuvent mobiliser ou séquestrer les métaux. Par exemple, la réduction des bactéries mobilise le fer et le manganèse (USEPA, 2015). Les effets toxiques potentiels des concentrations totales en fer se manifestent généralement sous forme de dommages causés aux branchies des poissons ou de diminution de la visibilité dans l'eau qui peut affecter l'alimentation (Phippen et coll., 2008). Le manganèse est légèrement à modérément toxique pour les organismes aquatiques.

FIGURE A6. *Précipité de fer observé dans un suintement sur la rivière Petitot. Photo de Patrick Shaw.*

Strontium
Les concentrations de Sr total dans le bassin de la rivière Petitot se situaient entre 40,1 et 217 mg/L, avec une valeur médiane de 79,25 µg/L. À l'heure actuelle, il n'existe pas de recommandations de qualité d'eau pour le Sr, mais McPherson et coll. (2014) ont proposé un point de référence pour les effets chroniques de 10 700 µg/L, et l'USEPA (2012) a établi dans un avis sanitaire un seuil à vie de 4 000 µg/L pour le Sr. La concentration médiane de Sr dans la rivière Petitot était 120 fois moins élevée que le point de référence pour les effets chroniques et 45 fois moins élevée que le seuil d'avis sanitaires proposé par l'USEPA.

Les échantillons des eaux produites de la région des schistes de Marcellus, en Pennsylvanie, ont des concentrations très élevées de Ba et de Sr. Celles-ci sont probablement dues à la dissolution de minéraux riches en baryum et en strontium, tels que la baryte ($BaSO_4$), la withérite ($BaCO_3$), la célestite ($SrSO_4$) et la strontianite ($SrCO_3$), dans ces schistes (Chapman et coll., 2012).

Sulfate
La concentration médiane de SO_4 dissous mesurée dans le bassin de la rivière Petitot est de 30,52 mg/L, soit 10 fois moins que la valeur recommandée par la Colombie-Britannique pour la protection de la vie aquatique (309 mg/L) pour une valeur médiane de dureté de 116 mg/L. Les recommandations pour le SO_4 sont établies en fonction de la dureté puisque ces métaux deviennent plus toxiques dans l'eau douce (Meays and Nordin 2013). En l'absence de recommandations maximales, on a appliqué la recommandation moyenne de 30 jours aux données. Cette pratique correspond aussi au niveau naturel moyen de 26,1 mg/L mesuré dans la région d'Omineca-Peace (Meays et Nordin, 2013).

Les concentrations de sulfate dans l'eau produite varient considérablement d'une formation à l'autre. Des diminutions de concentration ont été observées dans les schistes de Marcellus au fil du temps, ce qui s'explique par la faible précipitation du sulfate de baryum lorsque très peu de SO_4 sont présents dans la formation. Cette corrélation a été confirmée par une diminution de l'indice de saturation en baryum sur 27 jours (Barbot et coll., 2013).

Comparaison avec les eaux de déversements
Les données portant sur les répercussions des déversements d'eau produite sur l'eau de surface sont limitées, puisque la caractérisation des eaux produites ne fait normalement pas partie de l'intervention en cas de déversement (USEPA, 2015). Deux études de cas ont été consacrées aux répercussions de petits déversements – au Dakota du Nord (Lauer et coll., 2016) et en aval d'une installation d'injection des eaux usées en Virginie-Occidentale (Akob et coll., 2016) – sur les cours d'eau.

Les concentrations médianes dans le bassin de la rivière Petitot ont été comparées aux concentrations consignées dans les études de cas ci-dessus. Au Dakota du Nord, des concentrations élevées de Na, Br, Cl, sélénium (Se), Pb, vanadium (V) et ammonium (NH_4) dissous ont été détectées dans les eaux touchées par de petits déversements par rapport aux concentrations moyennes de l'eau en amont (Lauer et coll., 2016). En comparaison, les concentrations médianes de ces variables (matières dissoutes et totales) dans la rivière Petitot étaient plus faibles que les concentrations de matières dissoutes dans l'eau en amont mesurées au Dakota du Nord, à l'exception du NH_4 qui n'a pas été analysé (tableau A3). En Virginie-Occidentale, des concentrations élevées de sodium, de chlorure, de baryum, de brome, de strontium, de lithium dissous et de fer total comparativement aux eaux en amont ont été détectées dans des échantillons prélevés en aval d'une installation d'injection qui reçoit les eaux usées de 25 puits de production en Virginie-Occidentale. Les sources d'eau proviennent de différents types de formations, notamment de gaz de schiste et de méthane de houille (Akob et coll., 2016). Une fois de plus, pour les variables consignées, sous forme dissoute et totale, les concentrations médianes de la rivière Petitot sont similaires aux concentrations détectées en amont de l'installation d'injection des eaux usées (tableau A3).

Les données d'échantillons instantanés de cinq sites échantillonnés dans la rivière Petitot ne présentent aucune indication d'impacts sur la qualité de l'eau causée par l'eau produite. Les variables d'activités pétrolières et gazières non conventionnelles identifiées dans l'eau produite étaient généralement inférieures aux recommandations de qualité d'eau à l'exception du fer. Cependant, les concentrations médianes de fer étaient également semblables aux niveaux en amont ou en aval comparativement aux eaux déversées du Dakota du Nord et de la Virginie-Occidentale.

TABLEAU A3. *Comparaison des concentrations médianes des principales variables du pétrole et du gaz non conventionnelles dans le bassin de la rivière Petitot à celles de l'eau en amont et de l'eau touchée par un déversement dans deux zones où des ressources en gaz de schistes sont présentes, en Virginie-Occidentale (installation d'injection des eaux usées) et au Dakota du Nord.*

	BASSIN DE LA RIVIÈRE PETITOT	V.-O.	D.N.	V.DO.	D.N.
	CONCENTRATION MÉDIANE TOTAL	EN AMONT DE L'INSTALLATION DISSOUS	CONCENTRATION DE FOND DISSOUS	EN AVAL DE L'INSTALLATION DISSOUS	EAU TOUCHÉE PAR UN PETIT DÉVERSEMENT DISSOUS
Bromure (mg/L)	**<0,01**	**<0,03**	**0,73**	**0,8**	**5,5**
Chlorure (mg/L)	**1,3**	**0,88**	**21**	**115**	**5 040**
Sodium (mg/L)	**4,33**	**6,96**	**733**	**56**	**1 841**
Baryum (µg/L)*	**40,1**	**83**		**461**	
Strontium (µg/L)*	**79,25**	**53,6**		**830**	
Lithium (µg/L)*	**5,7**	**0,00**		**29,1**	
Fer (ug/L)	**593**	**200**		**8 000**	
Plomb (µg/L)*	**0,105**		**0,2**		**1,8**
Sélénium (µg/L)*	**0,1**		**1,1**		**45**
Vanadium (µg/L)*	**0,35**		**3,6**		**62**

Remarque : D = dissous et T = total.
* Les concentrations en métaux de la rivière Petitot sont déclarées comme un total; les concentrations de métaux D.N. et V.-O. sont déclarées comme dissoutes.

A2.3 DONNÉES DE LA QUALITÉ DE L'EAU EN CONTINU

Des réseaux de la qualité de l'eau en temps réel ont été mis en place dans des régions dans lesquelles le forage pétrolier et gazier non conventionnelle se fait en continu, permettant ainsi de recueillir des données continues pour effectuer le suivi des événements et déterminer les répercussions potentielles à la qualité de l'eau de surface (Hintz et Steffy, 2015). En 2012, le Research Partnership to Secure Energy for America a examiné la possibilité d'utiliser des enregistreurs en continu pour permettre aux opérateurs de mesurer, de séparer et d'isoler les eaux produites en temps réel pour la récupération et la réutilisation en fonction de la corrélation étroite entre les matières dissoutes totales et la conductivité spécifique (Hayes et Severin, 2012).

Dans cette étude, l'acquisition de données de la qualité de l'eau en continu a posé des défis qui se traduisent par des enregistrements partiels des données. Les enregistreurs submersibles étaient uniquement accessibles pendant la saison des eaux libres (de mai à octobre), puisque les rivières et les cours d'eau de la zone d'étude étaient généralement gelés pendant les mois d'hiver. Les installations demeuraient dans les rivières lors du gel et du dégel et des périodes de crue des eaux subséquentes. De nombreux enregistreurs de données ont été affectés par une combinaison de problèmes en 2013-2014 :

- Les enregistreurs étaient recouverts de glace pendant l'hiver puisque les niveaux d'eau ont diminué dans le ruisseau Fortune.
- Les enregistreurs sont sortis de l'eau des ruisseaux Emile et Fortune au cours de l'été 2013.
- Les enregistreurs étaient recouverts de sédiments en raison des grands trous dans les boîtiers industriels ONSET. De nouveaux boitiers avec de plus petits trous ont été conçus en utilisant des tuyaux de PVC perforés, qui ont été utilisés pour les déploiements ultérieurs.
- Des enregistreurs ont été perdus dans le cours principal de la rivière Petitot.
- Des enregistreurs ne pouvaient pas être remplacés étant donné que les niveaux d'eau étaient plus élevés que prévu; ils ont, par la suite, manqué d'espace mémoire et cessé de prendre des mesures aux sites du cours principal de la rivière Petitot.
- Les niveaux de conductivité naturels des rivières ont dépassé l'intervalle gradué des enregistreurs Solinst.

Les installations en place d'août 2014 à juillet 2015 étaient plus fiables. Les données en continu étaient examinées, puis elles étaient analysées lorsqu'elles étaient supérieures à 80 % des mesures attendues pour une journée. Des statistiques sommaires, des séries chronologiques et des diagrammes à surfaces ont été calculés en utilisant les données obtenues d'août 2014 à juillet 2015. Toute la période d'enregistrement (de mai 2013 à juillet 2015), à l'exclusion des journées partielles, a été utilisée pour comparer les températures de l'eau minimales quotidiennes aux recommandations applicables.

Les données de conductivité spécifique des différents enregistreurs de la conductivité utilisés ne pouvaient faire l'objet de comparaisons puisque les niveaux naturels de conductivité ont dépassé l'intervalle gradué de l'un des dispositifs. Ainsi, il y avait des écarts plus importants dans les ensembles de données de la conductivité spécifique dans les ensembles de données de la température de l'eau. Des tableaux montrant l'intégralité des résultats automatiques pour la température de l'eau et la conductivité spécifique sont présentés à l'annexe A.

Conductivité spécifique

Un diagramme à surfaces de la conductivité spécifique a été généré, par mois, pour la période de 2014. Généralement, la conductivité spécifique était inversement proportionnelle aux profils hydrologiques (figure 7) avec des concentrations plus élevées au cours de l'hiver et à la fin de l'été lorsque le débit est faible et avec une diminution brusque pendant les crues. Les concentrations plus élevées pendant les mois d'hiver sont vraisemblablement attribuables à l'augmentation des apports du milieu humide et de l'eau souterraine en amont en période de débit faible (Saha et coll., 2013).

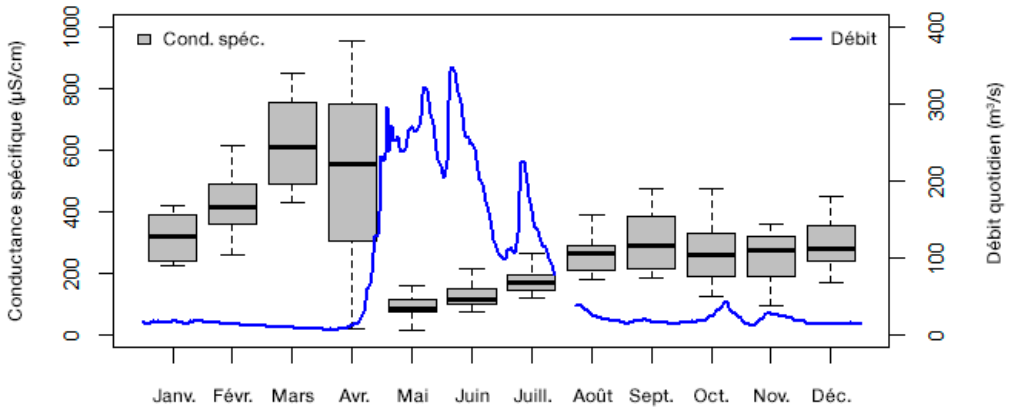


FIGURE A7. *Diagramme à surfaces de la conductivité spécifique moyenne par mois à cinq sites de surveillance systématique en intégrant le débit quotidien moyen à la station hydrométrique de l'autoroute 77 de la rivière Petitot pour 2014.*

Des graphiques chronologiques de la conductivité spécifique moyenne quotidienne ont été générés pour chacun des sites d'août 2014 à juillet 2015; aucun signe de répercussions des eaux produites n'a été noté (figure A8). Les concentrations et la variabilité étaient plus élevées dans les affluents comparativement aux sites de la rivière Petitot à la hauteur de l'autoroute 77 et en aval de la rivière Tsea, ce qui indique que les enregistreurs seraient des outils de surveillance plus efficaces dans des affluents de taille moyenne que dans des cours principaux, qui combinent plusieurs effets de débit et facteurs de pollution.

La conductivité spécifique du bassin de la rivière Petitot variait entre 70,4 et 668,1 µS/cm (tableau A4). Les eaux produites contiennent des concentrations élevées de matières dissoutes totales et d'ions majeurs, de sorte que tout rejet dans les eaux de surface influencera rapidement la conductivité spécifique de la rivière (Hintz et Steffy, 2015). Il est peu probable qu'un rejet important d'effluent ait eu des répercussions sur les sites surveillés dans le bassin de la rivière Petitot d'août 2014 à juillet 2015. Dans les autres régions, des déversements liés aux eaux produites entraînent généralement des valeurs de conductivité spécifique supérieures d'au moins un ordre de grandeur que celles observées dans la rivière Petitot. Par exemple, le rejet de fluides de fracturation dans le ruisseau Acorn, au Kentucky, résultait du débordement des effluents de fracturation des bassins de rétention directement dans le ruisseau. La conductivité a augmenté de 200 à 35 000 µS/cm et les répercussions ont été détectées aussi loin qu'à 3 km en aval, là où la conductivité se situait à 1 265 µS/cm un mois plus tard (Papoulias et Velasco, 2013).

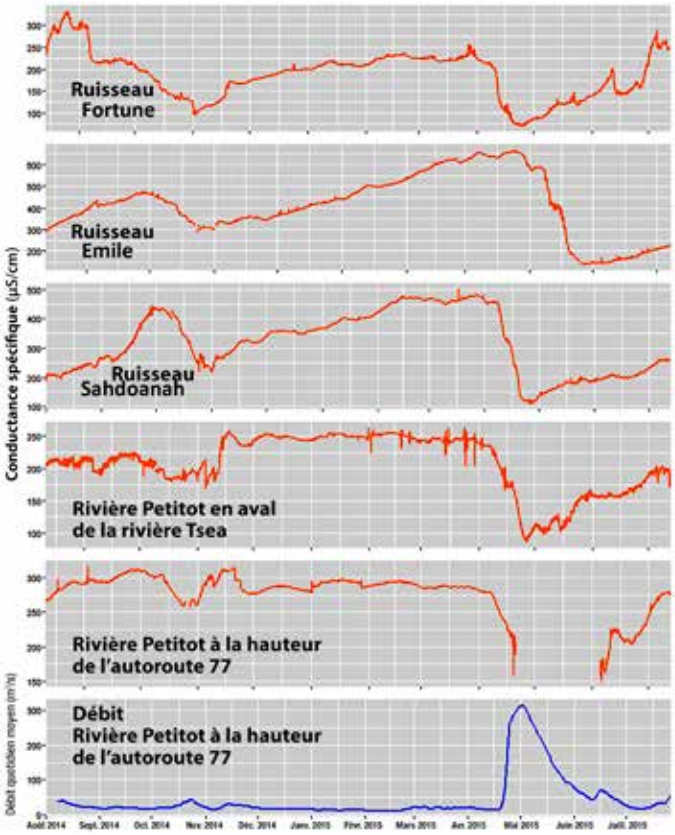


FIGURE A8. *Graphiques chronologiques de la conductivité spécifique à cinq sites de surveillance systématique dans le bassin de la rivière Petitot et du débit à la station hydrométrique de l'autoroute 77 de la rivière Petitot d'août 2014 à juillet 2015. Les échelles CSP ont été ajustées en fonction des données.*

Température de l'eau

La température de l'eau dans le bassin de la rivière Petitot varie généralement en fonction des phases prédominantes de ruissellement et du climat (section 4). Les phases de ruissellement définies pour le bassin de la rivière Horn sont les suivantes : le ruissellement causé par la fonte des neiges du mois de mars au début du mois de mai; le ruissellement causé par les précipitations du mois de mai à la mi-octobre; et le débit faible de la mi-octobre au mois de mars (Johnson, 2010). Des graphiques chronologiques de la température de l'eau quotidienne moyenne ont été générés pour chaque site de mai 2013 à juillet 2015, soit toute la période couverte (figure A9).

À chacun des sites, des statistiques sommaires pour la température de l'eau ont été calculées pour le sous-ensemble de données le plus complet d'août 2014 à juillet 2015 (tableau A5). La plage de températures de l'eau dans le bassin de la rivière Petitot indique que, de novembre à mars, la température se situe près de 0 °C. Après la débâcle des glaces, la température de l'eau commence à augmenter en mai pour atteindre une valeur maximale de 26,1 °C en juillet (figure A9). Puis, elle diminue de façon constante à partir du mois d'août jusqu'à l'englacement en novembre (figure A9). Le mois de mai était le plus variable, ce qui laisse entendre que la température de l'eau dans le bassin augmente rapidement lorsque le ruissellement causé par la fonte des neiges se change en ruissellement causé par les précipitations. De manière générale, tous les sites dans le bassin présentaient des tendances semblables en matière de température mensuelle de l'eau.

TABLEAU A4. *Résumé des statistiques pour la conductivité spécifique selon les sites, d'août 2014 à juillet 2015.*

SITE	% D'EXHAUSTIVITÉ	MINIMUM	MÉDIANE	MOYENNE	MAXIMUM	ÉCART-TYPE
Ruisseau Emile	**81,9**	**136,20**	**418,20**	**412,66**	**668,10**	**146,35**
Ruisseau Fortune	**91,0**	**70,40**	**198,80**	**187,57**	**332,30**	**54,65**
Rivière Petitot à la hauteur de l'autoroute 77	**91,8**	**149,50**	**286,90**	**279,18**	**316,00**	**27,58**
Rivière Petitot en aval de la rivière Tsea	**S.O.**	**S.O.**	**S.O.**	**S.O.**	**S.O.**	**S.O.**
Ruisseau Sahdoanah	**75,6**	**109,80**	**343,90**	**323,15**	**501,70**	**109,70**
Bassin de la rivière Petitot	**92,1**	**70,40**	**285,6**	**297,07**	**668,10**	**126,55**

Remarque : Le pourcentage d'exhaustivité est établi en fonction du pourcentage de jours complets.
Une journée complète est définie comme étant supérieure à 80 % des enregistrements quotidien attendu.

Le nombre total de jours pour chaque mois au cours desquels la température quotidienne maximale a dépassé les valeurs recommandées par la Colombie-Britannique (19 °C) était calculé pour chaque site (annexe A). Les valeurs recommandées par la Colombie-Britannique étaient généralement dépassées de mai à août; c'est en juillet que les sites ont connu le plus grand nombre de jours de dépassement des recommandations. Les ruisseaux Sahdoanah et Fortune ont connu moins de jours de dépassement des recommandations que les sites du ruisseau Emile et du cours principal de la rivière Petitot.

TABLEAU A5. *Statistiques sommaires de la température de l'eau mesurée automatiquement, par site, d'août 2014 à juillet 2015.*

SITE	% D'EXHAUSTIVITÉ	MINIMUM	MÉDIANE	MOYENNE	MAXIMUM	ÉCART-TYPE	NOMBRE DE JOURS AYANT DES DÉPASSEMENTS DES RECOMMANDATIONS DE TEMPÉRATURE
Ruisseau Fortune	**94,8**	**0,24**	**0,39**	**5,44**	**21,95**	**6,60**	**74**
Ruisseau Emile	**94**	**0,06**	**0,22**	**5,9**	**24,00**	**7,49**	**123**
Ruisseau Sahdoanah	**91,8**	**0,02**	**0,11**	**5,31**	**23,38**	**6,88**	**74**
Rivière Petitot en aval de la rivière Tsea	**91,8**	**-0,4**	**-0,3**	**5,75**	**26,10**	**7,93**	**94**
Rivière Petitot à la hauteur de l'autoroute 77	**91,8**	**-0,06**	**0,1**	**6,22**	**24,84**	**8,09**	**111**
Bassin de la rivière Petitot	**95,1**	**-0,4**	**0,35**	**5,77**	**26,10**	**7,42**	**S.O.**

Remarque: Le pourcentage d'exhaustivité est établi en fonction du pourcentage de jours complets.
Une journée complète est définie comme étant supérieure à 80 % des enregistrements quotidien attendu.

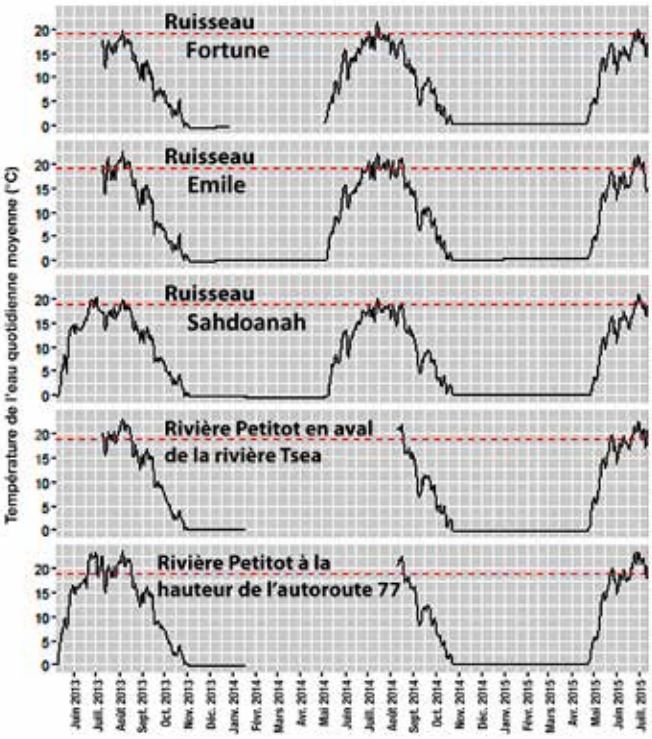


FIGURE A9. *Graphiques chronologiques de la température de l'eau quotidienne moyenne par site, de mai 2013 à juillet 2015. La valeur recommandée par la Colombie-Britannique pour la protection de la vie aquatique (19 °C) est indiquée en rouge.*

A3. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les résultats de la surveillance systématique n'ont permis de détecter aucune conséquence d'une grande ampleur liée aux pétrolières et gazières non conventionnelles dans le bassin de la rivière Petitot.

- La qualité de l'eau, tout au long de l'année, est dominée par la crue printanière en mai et les milieux humides en amont qui contrôlent les interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface pendant le débit de base de l'hiver et le débit faible de l'été (Johnson, 2010). Le cadmium et le fer ont dépassé les recommandations de qualité d'eau au printemps au cours de la crue, et ils étaient probablement liés à la charge sédimentaire élevée et à la contribution des milieux humides et de l'eau souterraine. La température de l'eau a dépassé les recommandations (19 °C) en mai, juin, juillet et août; le plus grand nombre de journées chaudes a été enregistré en juillet.
- On a intégré une station de surveillance de la qualité de l'eau à long terme sur la rivière Petitot, à la hauteur de l'autoroute 77, au réseau de surveillance fédéral-provincial en 2015.
- Le ruisseau Fortune présente la plus petite zone de drainage, la plus faible activité pétrolière et gazière non conventionnelle et des concentrations moins élevées que les autres sites. Les différences entre les variables physiques de la qualité de l'eau sont probablement attribuables à la taille du bassin puisque les plus petits cours d'eau et rivières sont plus sensibles aux événements de précipitation. Les différences dans les concentrations d'astate, de baryum et d'uranium pourraient refléter des répercussions mineures de la gestion du déblai de forage; une enquête plus poussée est requise.
- Lorsqu'on les compare aux répercussions documentées causées aux cours d'eau par les déversements où les rejets d'eau produite aux États-Unis, les concentrations du bassin de la rivière Petitot étaient semblables ou inférieures aux concentrations en aval. Les données sur la qualité de l'eau en continu ne révèlent aucun signe qu'un déversement d'eau se serait produit d'août 2014 à juillet 2015.
- Les enregistreurs submersibles de la conductivité peuvent être une façon efficace de surveiller les répercussions causées aux cours d'eau par les déversements ou les rejets accidentels dans la région. Les enregistreurs sont peut-être des outils de surveillance plus efficaces lorsqu'ils sont utilisés dans des cours d'eau de taille moyenne que dans de grandes rivières.

PARTIE B
SURVEILLANCE SYNOPTIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

B1. MÉTHODOLOGIE

B1.1 PROTOCOLE ET CHOIX DES SITES

La conception de la composante synoptique du programme a été fondée sur l'hypothèse que les contaminants mesurables liés aux activités pétrolières et gazières non conventionnelles dans les eaux de surface pourraient provenir de trois voies possibles: Celles-ci pourraient être: 1) une entrée directe par déversement lors du transport ou du stockage de produits chimiques ou d'eaux produites; 2) une fuite dans les installations de stockage, telles qu'un bassin de reflux ou un étang de retenue de l'eau produite; 3) la contamination des eaux souterraines causée par une fuite dans la région des puits de production (peut-être imputable à un tubage non étanche) et qui se propage aux eaux de surface. On s'attend à ce que la première voie soit transitoire alors que les autres pourraient aboutir à une source plus chronique et être détectables pendant une longue période de temps. Puisque le programme synoptique, comme la plupart des échantillonnages de produits chimiques dans l'eau, reposait sur l'échantillonnage instantané peu fréquent, il est fort possible que des déversements n'aient pas été détectés.

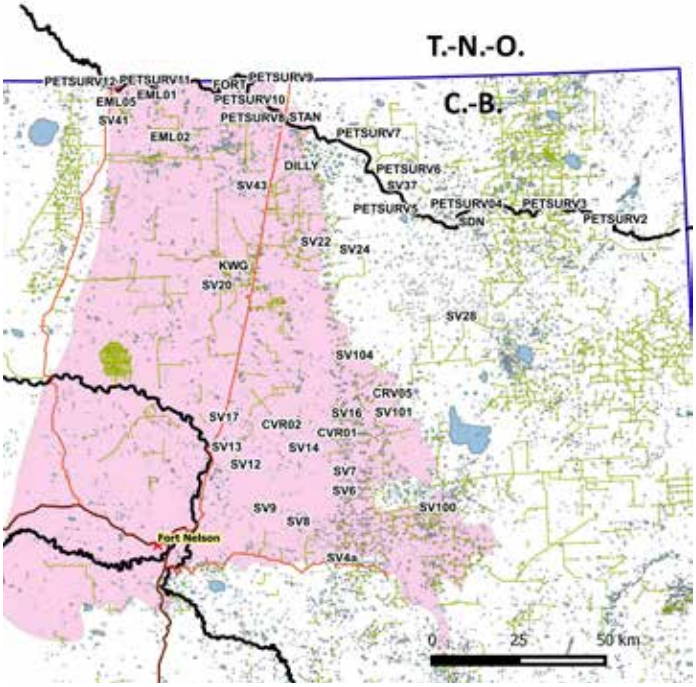


FIGURE B1. *Étude de la région nord de Fort Nelson montrant l'ensemble des sites d'échantillonnage. L'encadré ombré montre les limites de la zone de gaz de schiste du bassin de la rivière Horn.*

Les sites d'échantillonnage des étapes préliminaires du projet ont été sélectionnés en fonction de la proximité des installations d'extraction ou de production de gaz. Quatre sites situés près d'installations de production de gaz et un autre site sur le ruisseau Fortune avec un plus faible niveau d'activité industrielle, aux fins de comparaison, ont été échantillonnés en mai 2012 (CRV05, EML01, FORT, SDN, KWG à la figure B1).

Des sites d'échantillonnage subséquent ont été déterminés par SIG, comme il est décrit à la section 5. Au moyen des délimitations du bassin et des couches de données du BCOCG, une série de sites a été sélectionnée pour représenter une gamme de niveaux d'activité industrielle et de contamination potentielle.

En plus des sites d'échantillonnage de la qualité de l'eau au débouché des microbassins, un ensemble d'échantillons a été recueilli le long du cours principal de la rivière Petitot, à des intervalles de 20 kilomètres, de la frontière de l'Alberta jusqu'au pont de l'autoroute 77 situé au-dessus de la rivière Petitot (figure B2). L'objectif de l'échantillonnage longitudinal était de saisir les changements progressifs potentiels dans la composition chimique de l'eau lorsque la rivière traverse la zone de production du gaz du nord-est de la Colombie-Britannique.

FIGURE B2. *Bassin hydrographique de la rivière Petitot montrant les sites d'échantillonnage longitudinal (PETSURV) de la qualité de l'eau du cours principal.*

B1.2 B1.2 PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS

Des échantillons d'eau instantanés ont été recueillis en 2013 et en 2014, le plus près possible de la crue maximale (en mai) et de l'étiage (en août) au moyen d'un accès par hélicoptère (figure B3). Les échantillons étaient recueillis en marchant dans l'eau et des bouteilles étaient remplies à la main; une analyse de l'ensemble standard des variables physiques/chimiques et des métaux était ensuite réalisée. Les mesures sur le terrain, y compris le pH, la conductivité spécifique, la conductivité et la température de l'eau, ont été consignées grâce à une multisonde in situ. Les échantillons étaient conservés au froid et ils étaient expédiés à des laboratoires d'analyse aussitôt que possible après avoir été recueillis.

Les renseignements relatifs à la composition chimique des eaux produites pour les activités pétrolières et gazières non conventionnelles près du bassin de la rivière Horn n'étaient pas disponibles lorsque l'enquête de surveillance préliminaire a été effectuée en 2012 (Alan Chapman, BCOGC, comm. pers., août 2012). Une série de variables de la qualité de l'eau qui a été mesurée était fondée sur les indicateurs de variables clés d'études publiées sur d'autres régions dans lesquelles des fracturations hydrauliques sont survenues (Haluszczak et coll., 2013; Olmstead et coll., 2013; Spellman, 2013; Vidic et coll., 2013; Abualfaraj et coll., 2014). Ces études publiées ont notamment désigné le baryum, le bore, le strontium, le sulfate et le chlorure comme des indicateurs clés des eaux de reflux, et ceux-ci ont présenté un intérêt particulier dans le cadre du présent travail. L'ensemble complet

FIGURE B3. *Échantillonnage d'eau sur la rivière Petitot en mai 2014. Photo de Patrick Shaw.*

d'analytes physiques et chimiques, ainsi que les limites de détection et la méthode d'analyse connexes, est présenté à l'annexe B (tableaux B1 à B4). Des analyses chimiques ont été réalisées au Laboratoire des essais environnementaux du Pacifique et du Yukon d'ECCC à North Vancouver, en Colombie-Britannique. La quantité totale de métal a été mesurée au Laboratoire national des essais environnementaux à Burlington, en Ontario, par la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (SM-PCI) à la suite de l'assimilation en bouteille.

En plus des principales variables chimiques et physiques, un éventail de produits chimiques organiques présent à l'état de traces a aussi été mesuré lors des étapes préliminaires du programme en 2012 et à l'occasion lorsque les ressources le permettaient. Le spectre d'analyte pour 2012 a été tiré de la liste de composants chimiques organiques utilisée dans les fluides de fracturation hydraulique, tel que déterminé par la BCOGC (www.bcogc.ca). De plus, les composés organiques autrement associés aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et aux acides naphténiques liés au forage et à l'extraction du gaz ont aussi été mesurés.

Des échantillonneurs passifs POCIS (Alvarez, 2010) ont été déployés en mai et juin 2012 dans six sites de la zone d'étude. Ces dispositifs permettent d'accumuler et de former un concentré des contaminants polaires des eaux environnantes; ils sont tout particulièrement utiles aux endroits où les concentrations des analytes cibles sont inférieures aux limites de détection d'analyse courantes et lorsqu'elles peuvent varier dans le temps. L'échantillonneur POCIS, qui consiste en une résine enfermée à l'intérieur d'une membrane, accumule préférentiellement des substances organiques polaires des eaux environnantes au cours de la période d'exposition. Dans le cadre de cette application, les unités ont été déployées en mai 2012 et elles ont été retirées en juin 2012. Elles ont ensuite été extraites et analysées pour déceler la présence d'acides naphténiques par Axys Analytical Services, à Sidney, en Colombie-Britannique, à l'aide de la méthode décrite par Woudneh et coll. (2013). Si l'échantillonneur POCIS peut servir à estimer les concentrations dans le cours d'eau de certaines classes de contaminants, il peut seulement indiquer la présence ou l'absence d'acides naphténiques. Comme le déploiement de l'échantillonneur POCIS pour les acides naphténiques a fourni uniquement des données qualitatives, on a prélevé d'autres échantillons instantanés en janvier 2013 et en août 2014 pour obtenir les concentrations approximatives d'acides naphténiques dans le cours d'eau. Les échantillons ont été recueillis dans des bouteilles en verre ambré propres de 1 l et ils ont été soumis à Axys Analytical Services, à Sidney, en Colombie-Britannique pour être analysé à l'aide de la méthode décrite par Woudneh et coll. (2013).

Les échantillons ont été recueillis en mai 2012, puis analysés pour une série de composés chimiques dans les fluides de fracturation : les composés organiques volatils (COV) par le Laboratoire des essais environnementaux du Pacifique et du Yukon d'ECCC à North Vancouver (C.-B.), et les HAP par Axys Analytical Services à Sidney, en Colombie-Britannique. Les échantillons pour les analyses d'HAP ont été recueillis dans des bouteilles en verre ambré propres de 1 L, et ils ont été conservés avec de l'azoture de sodium. L'ensemble complet des analyses chimiques, ainsi que les méthodes d'analyse et les limites de détection connexes, est présenté à l'annexe B.

B1.3 ANALYSE DES DONNÉES

Les données ont été examinées pour y déceler la présence de valeurs aberrantes et d'erreurs; de plus, les statistiques sommaires ont été calculées pour les variables pour lesquelles plus de 90 % des valeurs dépassaient la limite de détection de la méthode (LMD). Le cas échéant, les valeurs non détectables étaient remplacées par une valeur aléatoire se situant entre 0 et la LMD. Les rapports entre les variables de qualité de l'eau ont fait l'objet d'une exploration au moyen de représentations graphiques bidimensionnelles et de la corrélation de rang de Spearman; les échantillons recueillis à un seul site pendant une période de plusieurs jours ont aussi fait l'objet d'une comparaison au moyen de représentations graphiques bidimensionnelles.

Les rapports entre les variables chimiques et les périodes d'échantillonnage de l'eau d'étiage et de crue ont été étudiés au moyen de l'analyse en composantes principales (ACP). Les données ont été centrées et normalisées avant les calculs de l'ACP sur une matrice de corrélation dans la version 13.1 du logiciel SYSTAT 13 (SYSTAT Software, 2009a). À partir de cette analyse, un sous-ensemble de variables dont les concentrations étaient les moins affectées par les matières en suspension liés au débit ont été choisies pour un examen plus approfondi.

Un affichage de données et des analyses statistiques ont été réalisés au moyen de la version 11.2 du logiciel SigmaPlot 11 (SYSTAT Software), de la version 13.1 du logiciel SYSTAT 13 (SYSTAT, 2009a) et le logiciel CANOCO 4.5 (Ter Braak et Šmilauer, 2002).

B2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

B2.1 PÉRIODES D'ÉCHANTILLONNAGE

L'échantillonnage a été effectué pour identifier les périodes d'étiage et de crue en 2013 et en 2014 (figures B4a et B4b). Même si les débits pour une grande partie de 2013 étaient dans l'ensemble beaucoup plus faibles qu'en 2014, l'année 2013 a connu une période de crue plus courte (figure B5).

Une couverture complète de tous les sites à chaque visite n'a pas été possible en raison des conditions météorologiques, de l'accès lié au débit et des contraintes de temps, alors que d'autres sites ont seulement fait l'objet d'un échantillonnage au cours du travail initial en 2012 (tableau B1).

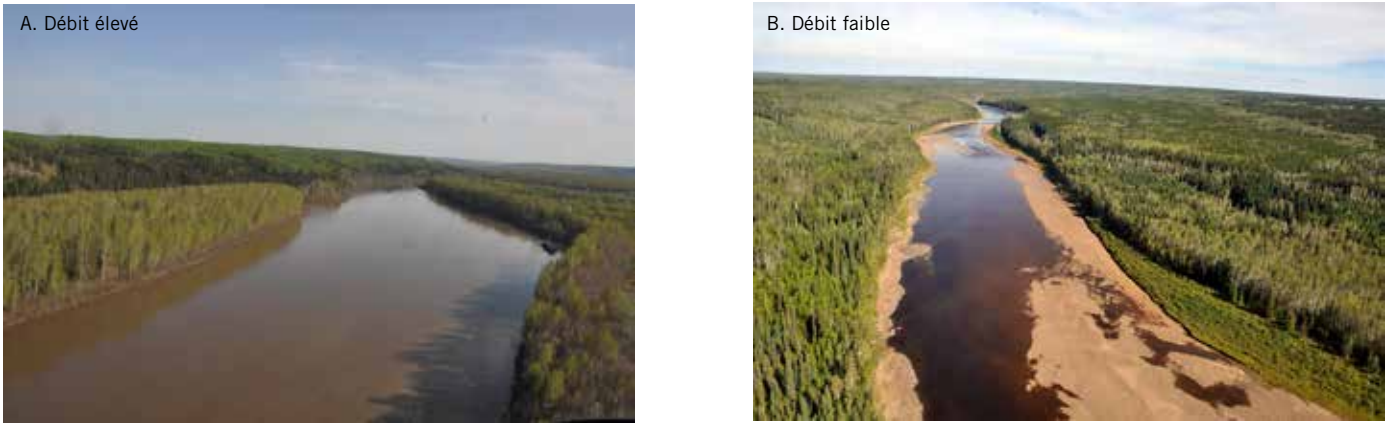


FIGURE B4. *Deux photos de la rivière Petitot montrant les niveaux d'eau dans les périodes de A) débit élevé (mai) et B) débit faible (août).*

TABLEAU B1. Fréquence d'échantillonnage aux sites de surveillance de la zone d'étude de 2012 à 2014. Les sites PETSURV sont des sites longitudinaux sur le cours principal de la rivière Petitot (voir B1.1). Symboles : * = composition chimique de l'eau, + = déploiement de l'échantillonneur POCIS pour les acides naphténiques, X = échantillon instantané pour les acides naphténiques, P = échantillon instantané pour les HAP.

		2012		2013		2014	
SITE D'ÉCHANTILLON	CODE ENVIRODAT	MAI	AOÛT	MAI	AOÛT	MAI	AOÛT
CVR01	BC10CE0004		*		**P**		
CVR02	BC10CE0003			*			
CRV05	BC10CE0007	**+ P**	*	*	*** P**	*	*** P X**
DILLY	BC10DA0024		*	*	*	*	
EML01	BC10DA0018	**+ P**	*	*	*** P**		*** P X**
EML02	BC10DA0020		*			*	*
EML05	BC10DA0019			*	*	*	
FORT	BC10DA0003	**+ P**	*	*	*** P**	*	*** P X**
KWG	BC10CF0006	**P**		*	*		
STAN	BC10DA0023		*	*		*	*
SV37	BC10DA0027		*			*	*
SDN	BC10DA0036	**+ P**		*	*** P**	*	*** P X**
SV4a	BC10CE0016		*				
SV6	BC10CE0011			*			
SV7	BC10CE0010				*		
SV8	BC10CE0015			*			
SV9	BC10CE0014			*	*** P**		
SV12	BC10CE0013				*		*
SV13	BC10CE0001			*	*** P**		*** P X**
SV14	BC10CE0002		*	*	**P**	*	*** P X**
SV16	BC10CE0005				*		
SV17	BC10CF0002			*	*** P**	*	*** P X**
SV20	BC10CF0005				*		
SV22	BC10DA0032		*	*		*	
SV24	BC10DA0031				*		
SV28	BC10DA0034					*	*
SV41	BC10DA0017		*		*	*	*** P X**
SV43	BC10DA0025				*		
SV100	BC10CE0012		*				
SV101	BC10CE0008		*		*		
SV104	BC10CE0009		*				
PETSURV2	BC10DA0014			*		*	*** P X**
PETSURV4	BC10DA0012			*	*	*	*
PETSURV3	BC10DA0013			*	*	*	*
PETSURV5	BC10DA0004		*	*	**P**	*	*
PETSURV6	BC10DA0011			*		*	*
PETSURV7	BC10DA0010			*	*	*	*** P X**
PETSURV8	BC10DA0008		*		*	*	*
PETSURV9	BC10DA0007			*		*	*
PETSURV10	BC10DA0006			*	*	*	*
PETSURV11	BC10DA0005			*		*	*
PETSURV12	BC10DA0002	**+ P**		*	*	*	*** P X**

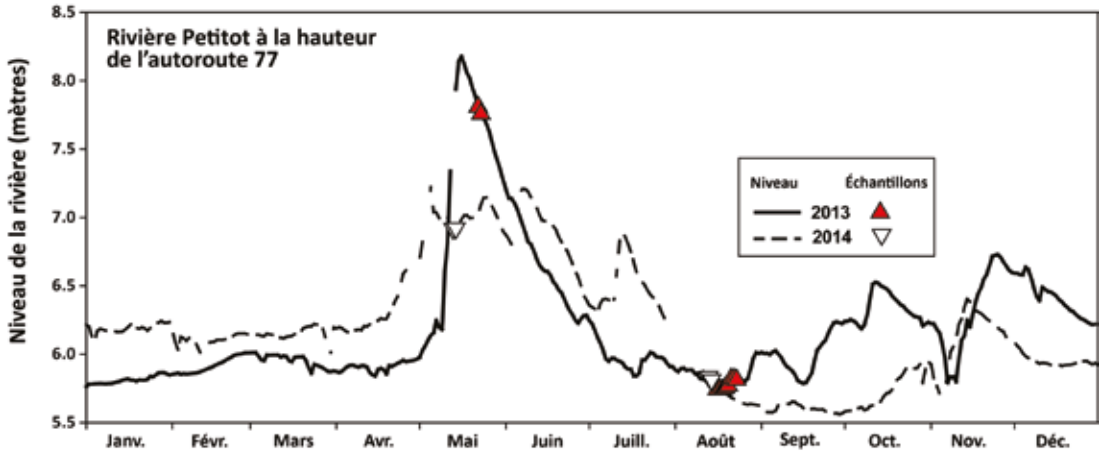


FIGURE B5. *Hydrogramme de la rivière Petitot à la hauteur de l'autoroute 77 en 2013-2014 montrant les périodes d'échantillonnage de l'eau d'étiage et de crue. Données tirées des relevés hydrologiques du Canada.*

B2.2 PARAMÈTRES INORGANIQUES

Échantillonnage spatial

Le tableau B2 présente un sommaire des statistiques de certaines variables chimiques de l'eau pour les périodes d'échantillonnage de l'eau d'étiage et de crue en 2013-2014. Les valeurs non détectables ou en dessous du niveau de la LMD étaient peu fréquentes et elles étaient exclues du calcul des statistiques sommaires.

TABLEAU B2. Résumé de la composition chimique de l'eau d'étiage et de crue pour les échantillons prélevés en 2013-2014. Les variables normalisées de qualité de l'eau et les variables indicatrices sur la fracturation hydraulique sont incluses. La liste complète des variables et des statistiques sommaires est présentée à l'annexe B. * N=47 pour toutes les variables de crue, à l'exception du bore dissous (26) et du strontium dissous (46); + N=46 pour toutes les variables de crue, à l'exception du bore dissous (41).

		PÉRIODES DE CRUE (N=47*)					PÉRIODES D'ÉTIAGE (N=46*)				
	UNITÉS	MINIMUM	MAXIMUM	MOYENNE	MÉDIANE	ÉCART-TYPE	MINIMUM	MAXIMUM	MOYENNE	MÉDIANE	ÉCART-TYPE
Alcalinité totale	$mgCaCO_3/L$	12,3	75,4	41,5	43,0	0,29	35,9	181	109,8	106,0	0,63
pH	-	6,95	7,96	7,69	7,77	0,00	7,47	8,41	8,14	8,21	0,00
Carbone inorganique dissous	mg/L	2,6	16,6	9,1	9,50	0,07	6,4	42	25,9	24,8	0,16
Carbone organique dissous	mg/L	17,5	29,4	23,1	23,1	0,05	15,2	47,7	29,2	28,0	0,18
Total des solides en suspension	mg/L	5	283	53,5	32,0	1,17	1	95	8,9	5,0	0,34
Azote total	mg/L	0,45	0,89	0,64	0,64	0,00	0,48	1,14	0,77	0,71	0,00
Cond. spéc.	µS/cm	60	327	150	151	1,29	112	389	251	238	1,32
Dureté	$mgCaCO_3/L$	30	164	72	70	0,59	68	214	136	128	0,75
Chlorure dissous	mg/L	0,05	0,60	0,2	0,2	0,00	0,05	0,9	0,4	0,3	0,01
Sulfate dissous	mg/L	4,5	78	26,4	24,7	0,39	0,6	59	25,3	24,7	0,28
Baryum total	µg/L	15,8	115	39,2	33,8	0,42	21,7	55,7	38,7	38,3	0,15
Bore total	µg/L	4,4	16,8	9,3	9,3	0,05	5,8	29,8	14,0	13,5	0,10
Strontium total	µg/L	20,7	125	53,4	53,8	0,47	49,7	170	99,5	88,1	0,67

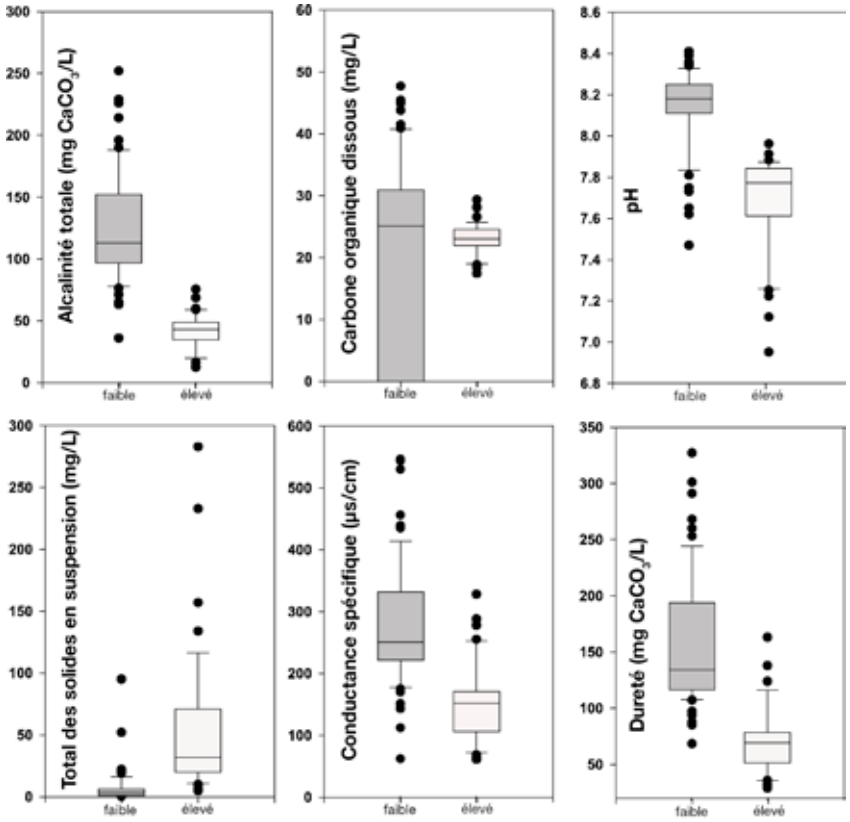


FIGURE B6. *Diagrammes à surfaces récapitulant des variables générales de qualité de l'eau en périodes d'étiage et de crue aux sites d'étude en 2013-2014.*

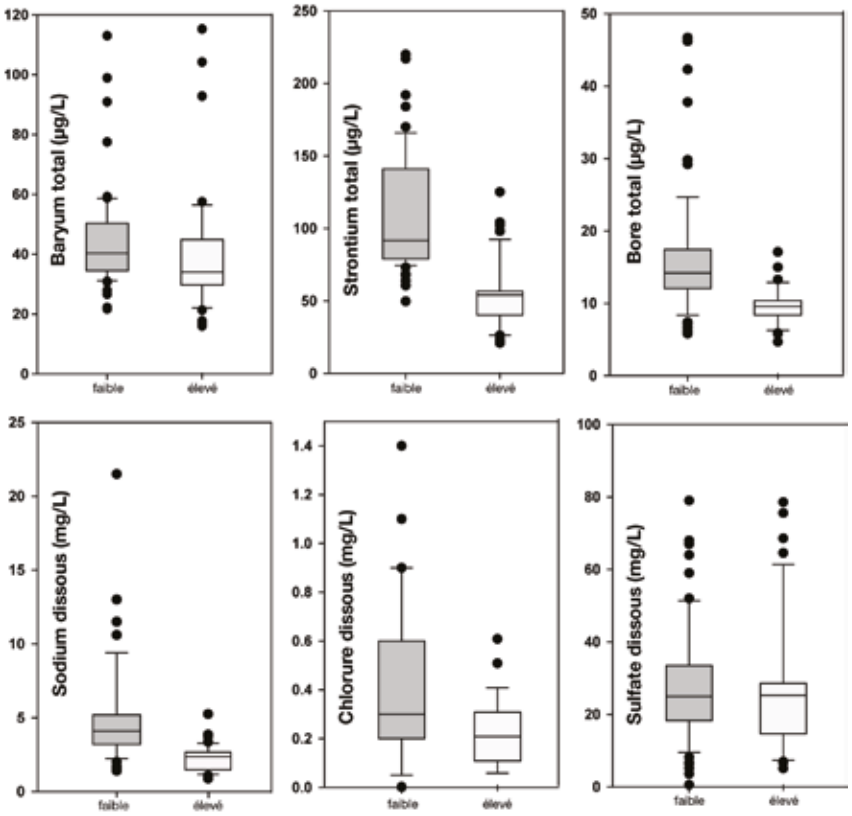


FIGURE B7. *Diagrammes à surfaces récapitulant des variables d'indicateurs clés des eaux produites aux sites d'étude en 2013-2014.*

La composition chimique de l'eau, telle que présentée dans l'étude, reflète probablement la résistance aux intempéries du substrat rocheux sédimentaire carbonaté sous-jacent. Les eaux de surface étaient dures à moyennement dures et elles étaient bien tamponnées avec un pH neutre à alcalin, ce qui est conforme aux résultats de surveillance indiqués à la partie A (figure B6). L'environnement est dominé par les milieux humides et les marais, ce qui se traduit généralement par des eaux très colorées avec un COD élevé qui est supérieur à 45 mg/L à certains sites. Le Br, dont des concentrations très élevées ont été signalées dans l'eau produite (Spellman, 2013; Hintz et Steffy, 2015) était en dessous de la limite de détection de la méthode (0,02 mg/L) dans la plupart des échantillons.

Les hauts débits de crue pendant la fonte des neiges causent la mobilisation des matériaux du lit, ce qui se traduit par une augmentation du total des matières en suspension et de nombreux oligo-éléments connexes. De plus, on a remarqué des réductions liées à la dilution dans la concentration de nombreux ions dissous et variables liées, telles que la conductivité (figures B6 et B7). À l'inverse, à débit faible, les composants dissous, tels que les ions dissous, certains métaux solubles et COD, ont augmenté vraisemblablement en raison d'une contribution relativement plus élevée de l'eau souterraine aux débits de surface (figures B6 et B7; annexe B). Les concentrations de certaines variables indicatrices des activités pétrolières et gazières non conventionnelles, y compris les cations basiques (sodium), les anions (sulfate, chlorure) et des métaux tels que le strontium, le baryum et le bore, ne présentaient, pour la plupart, aucun lien avec les matières en suspension (tableau B2; figure B7).

Les concentrations totales de métaux-traces étaient influencées en grande partie par les niveaux du TSS. L'analyse en composantes principales des données de la composition de l'eau d'étiage et de crue a permis de mettre en évidence le rapport entre le TSS et les métaux, et un grand contraste avec les variables dissoutes (figure B8).

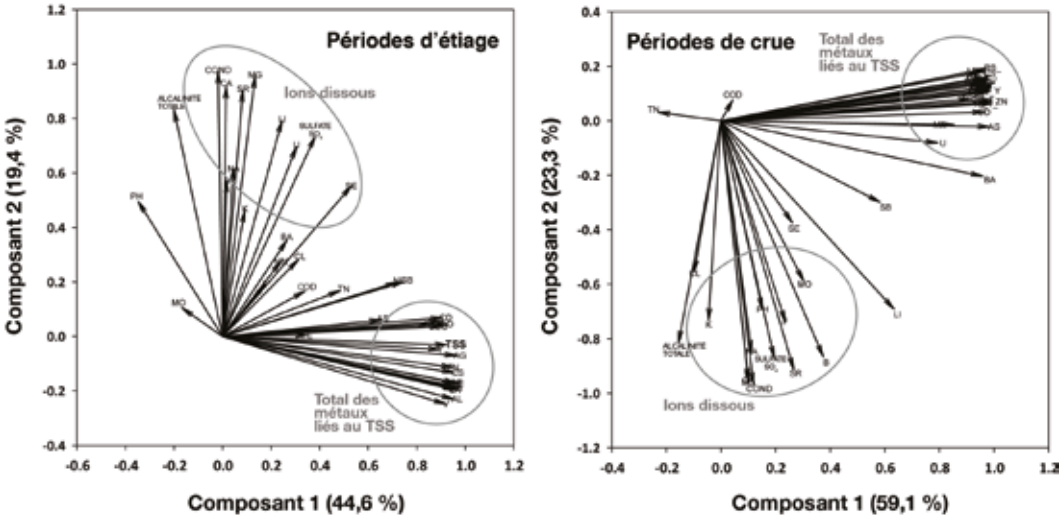


FIGURE B8. *Poids des variables composantes de l'analyse en composantes principales (ACP) pour toutes les variables de surveillance de la composition chimique de l'eau durant les périodes d'étiage et de crue. Les pourcentages représentent l'écart attribué à chacun des axes respectifs.*

Un diagramme de double projection des sites d'échantillonnage avec un ensemble réduit de variables a montré des compositions chimiques très similaires à faible débit et une certaine séparation des sites individuels grandement attribuable aux différences de TSS, de COD ou de strontium (figure B9). Dans les conditions de débit élevé, les différences étaient plus évidentes avec un faible contraste de PC1 entre les sites situés au nord et ceux au sud (tout particulièrement SV14, SV9, SV17) de la zone d'étude (figure B9). De plus, en 2013, certains sites (EML01 et STAN) étaient très éloignés dans le diagramme des périodes de crue, reflétant l'effet des hauts débits de crue et du TSS élevé.

Des diagrammes de Piper de l'ensemble complet des données montrent la tendance uniforme dans la composition des anions et des cations dissous dans l'ensemble de la zone d'étude et entre les périodes de débits élevé et faible (figure B10). Les conditions de débit faible avec de faibles quantités de SO_4, de Cl et de Na suggèrent des conditions de débit de base dominées par une alimentation de la nappe phréatique peu profonde. La composition chimique de l'eau de crue est similaire, même si une augmentation de SO_4 se remarque par rapport au bicarbonate (HCO_3), ce qui correspond à la dilution des eaux du ruissellement de la crue. Un échantillon d'eau de crue prélevé au site SV17, près de la rivière Fort Nelson, en 2013, constitue la seule exception, qui a révélé une quantité élevée

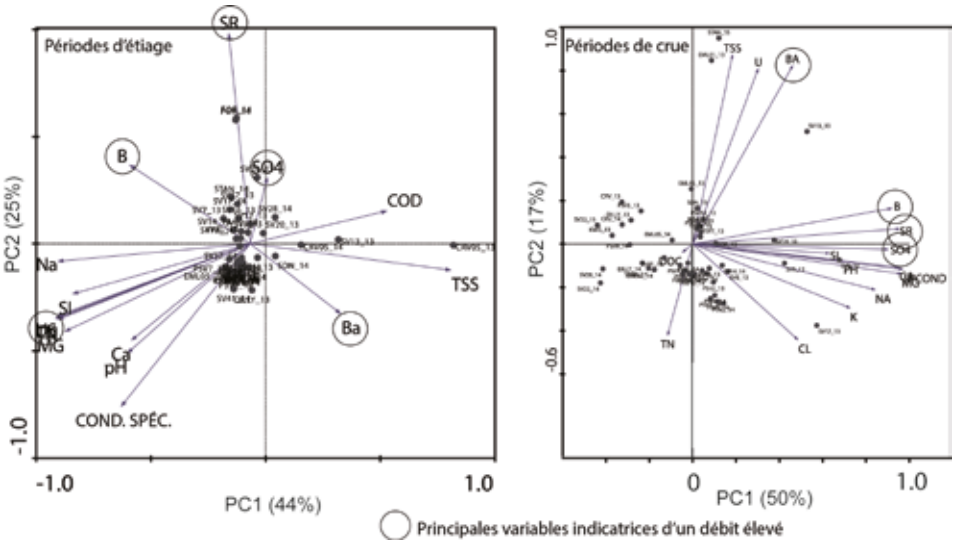


FIGURE B9. *Diagramme de double projection montrant les sites d'échantillonnage synoptiques et la composition chimique de l'eau pour l'ensemble de données chimiques réduit durant les périodes d'étiage et de crue. Les désignations des sites indiquent le site et l'année d'échantillonnage.*

de SO_4 (75 mg/L) et une quantité tout aussi importante de sodium et de strontium. Cet échantillon s'inscrit dans une région du digramme pour laquelle la quantité élevée de SO_4 et de Cl pourrait indiquer une contamination par de l'eau hypersaline (figure B10).

Échantillonnage longitudinal sur la rivière Petitot

Les tendances en aval des variables indicatrices clés de l'eau de fracturation sont présentées à la figure B11. L'échantillonnage de débit faible sur la rivière Petitot a révélé une augmentation constante en aval (d'est en ouest) d'un nombre de variables dissoutes, y compris le Sr et le Ba, qui pourraient être attribuables à une combinaison de l'augmentation de la contribution de l'eau souterraine au débit de base et de la concentration par évaporation sur une distance de 100 km de la rivière. La rivière à ce point du cycle hydrologique est à la fois peu profonde et chaude (température supérieure à 20 °C en milieu de journée) des conditions qui pourraient être très favorables à la perte par évaporation. Les changements progressifs dans les concentrations en constituants n'étaient pas facilement perceptibles; ainsi, la contamination des sources ponctuelles de la rivière principale est peu probable ou elle est masquée par la dilution dans le chenal principal de la rivière Petitot.

Les concentrations des constituants étaient, à quelques exceptions près, plus faibles dans la période de crue à débit élevé. La diminution des concentrations à certains sites ou lors de certaines années était très évidente (PETSURV5 en 2013 et PETSURV9 en 2014) et elle reflète la dilution des affluents. Comme on a procédé à l'échantillonnage en s'aventurant dans l'eau à partir du point d'atterrissage de l'hélicoptère sur la berge de la rivière, le site d'échantillonnage précis dépendait du niveau d'eau. Les affluents en amont ont affecté les prélèvements d'eau durant les périodes de crue.

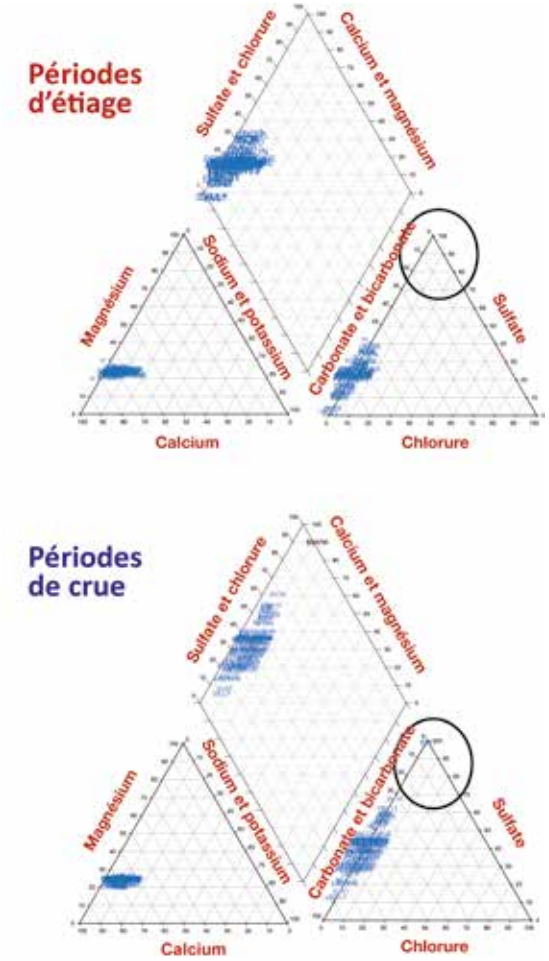


FIGURE B10. *Diagramme de Piper qui montre les tendances en matière de chimie des ions pour tous les sites d'étude en 2013 et en 2014 lors des périodes d'étiage (août) et de crue (mai). Le cercle superposé indique la région de tracé attendue pour l'indicateur chimique de contamination par de l'eau hypersaline.*

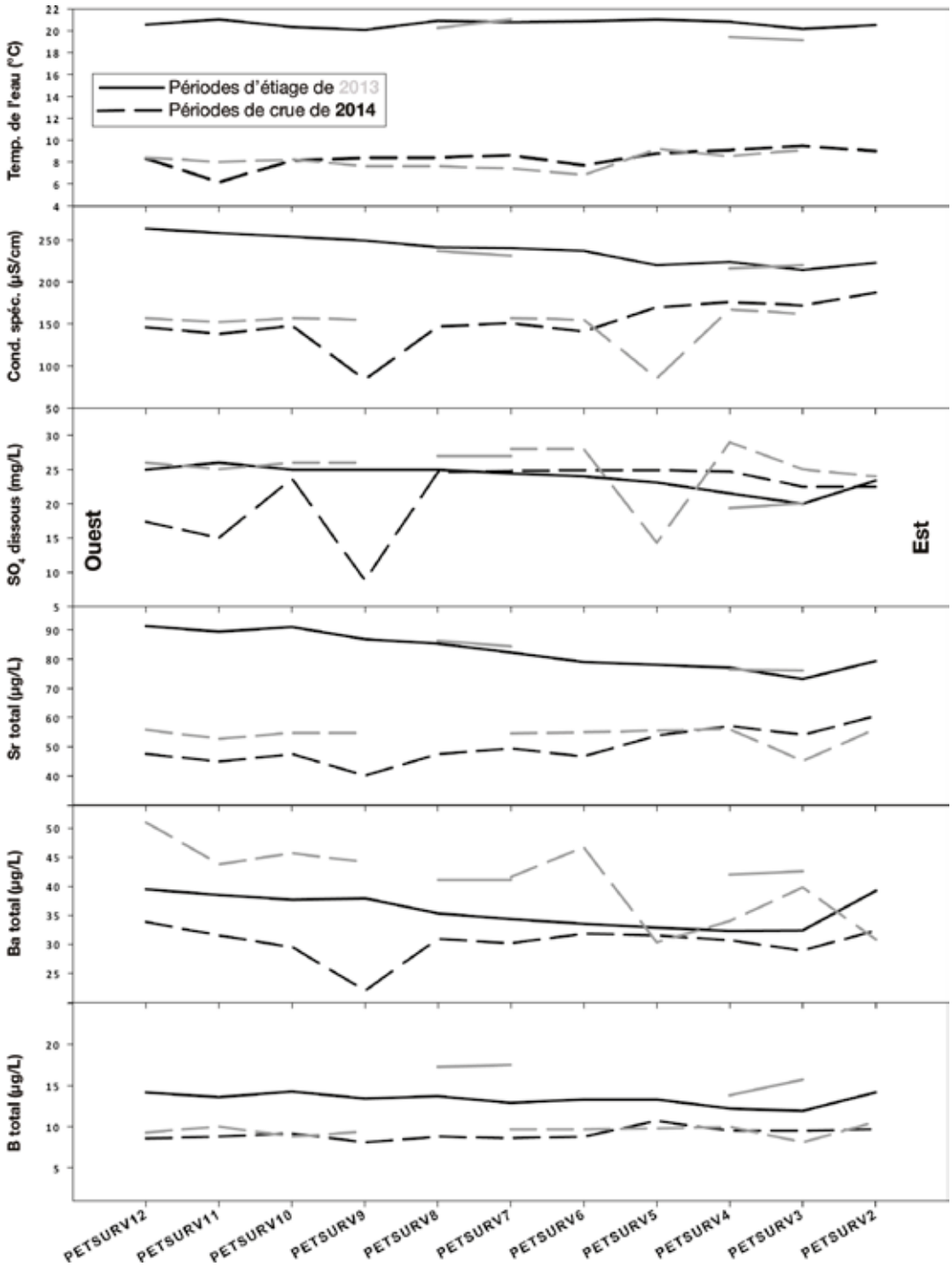


FIGURE B11. *Composition chimique de l'eau pour certaines variables des échantillons longitudinaux prélevés dans le cours principal de la rivière Petitot en 2013-2014. Le site PETSURV2 est situé à l'est, près de la frontière de l'Alberta et de la Colombie-Britannique, et le site PETSURV12 se trouve à la jonction de l'autoroute 77, près de la confluence avec la rivière Liard. Les échantillons prélevés durant les périodes d'étiage sont représentés par des traits solides, et ceux prélevés durant les périodes de crue par des traits pointillés; les échantillons de 2013 sont indiqués en gris, et ceux de 2014 en noir.*

La concentration de la plupart des constituants était surveillée de façon étroite d'une année à l'autre. L'exception particulière est celle du baryum dans les échantillons d'eau de crue, qui était de 15 à 20 µg/L (de 50 à 70 %) plus élevée en aval du site PETSURV5 en 2013. L'affluent immédiat en amont est la rivière Tsea, qui aurait pu être une source potentielle, mais il faudrait effectuer une enquête plus poussée pour le confirmer.

Échantillonnage temporel

Les concentrations d'une année à l'autre des principales variables indicatrices de la fracturation sont présentées aux figures B12 et B13. Dans la plupart des cas, les concentrations des constituants étaient semblables d'une année à l'autre pour chaque régime d'écoulement, et il aurait été possible d'imputer les divergences aux conditions hydrologiques différentes. Par exemple, les concentrations de constituants dans les échantillons d'eau d'étiage prélevés en 2013 avaient tendance à être un peu plus élevées que celles des échantillons prélevés en 2014 en raison des conditions plus sèches cette année-là. Il convient de noter que les sites situés plus au sud (SV12, SV13, SV17) ont tendance à avoir des concentrations de constituants dissous un peu plus élevées, ce qui est probablement lié à la géologie du bassin hydrologique.

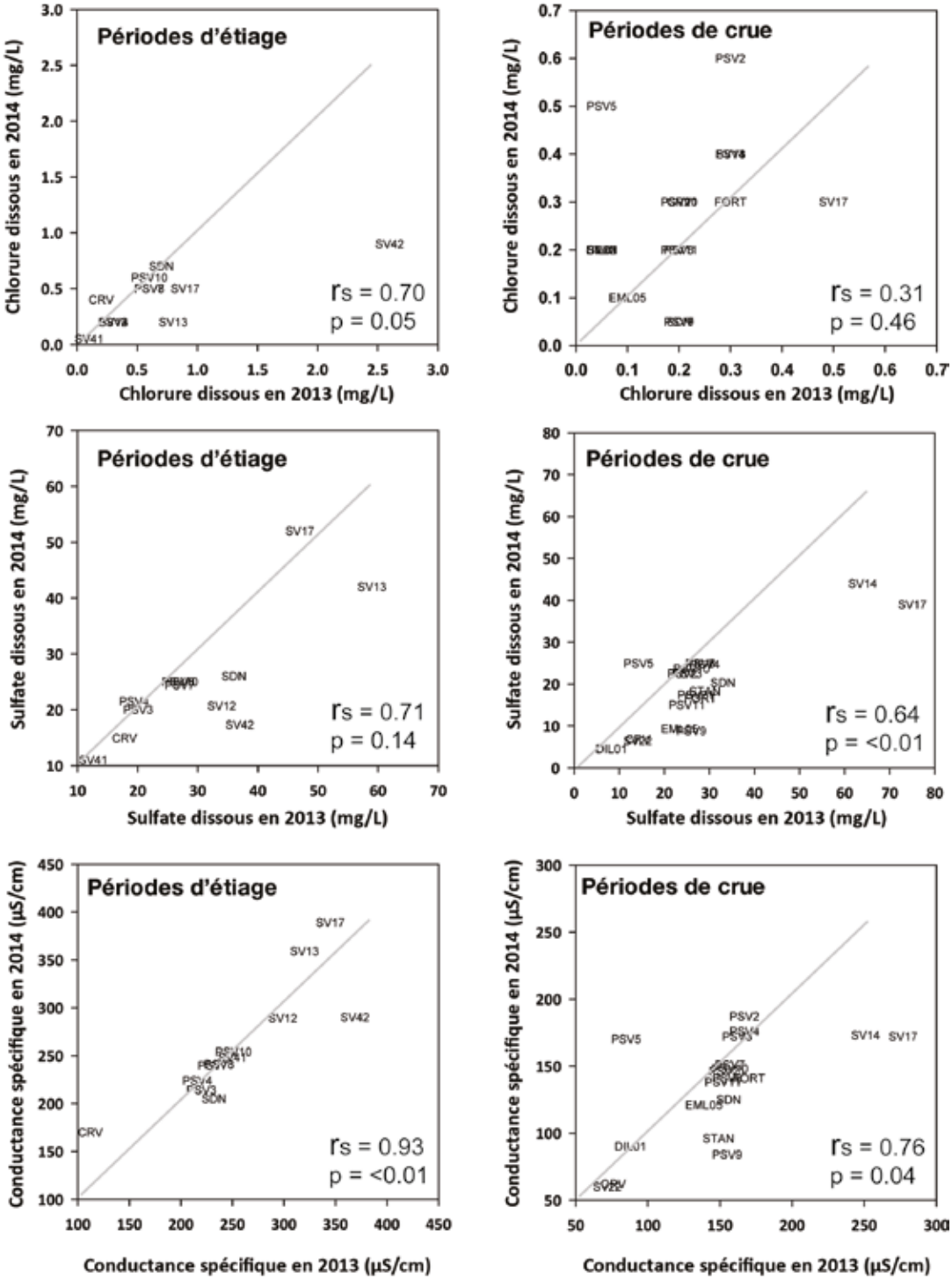


FIGURE B12. *Rapports entre les concentrations de certaines variables de la qualité de l'eau de 2013 à 2014 durant les périodes d'étiage et de crue.*

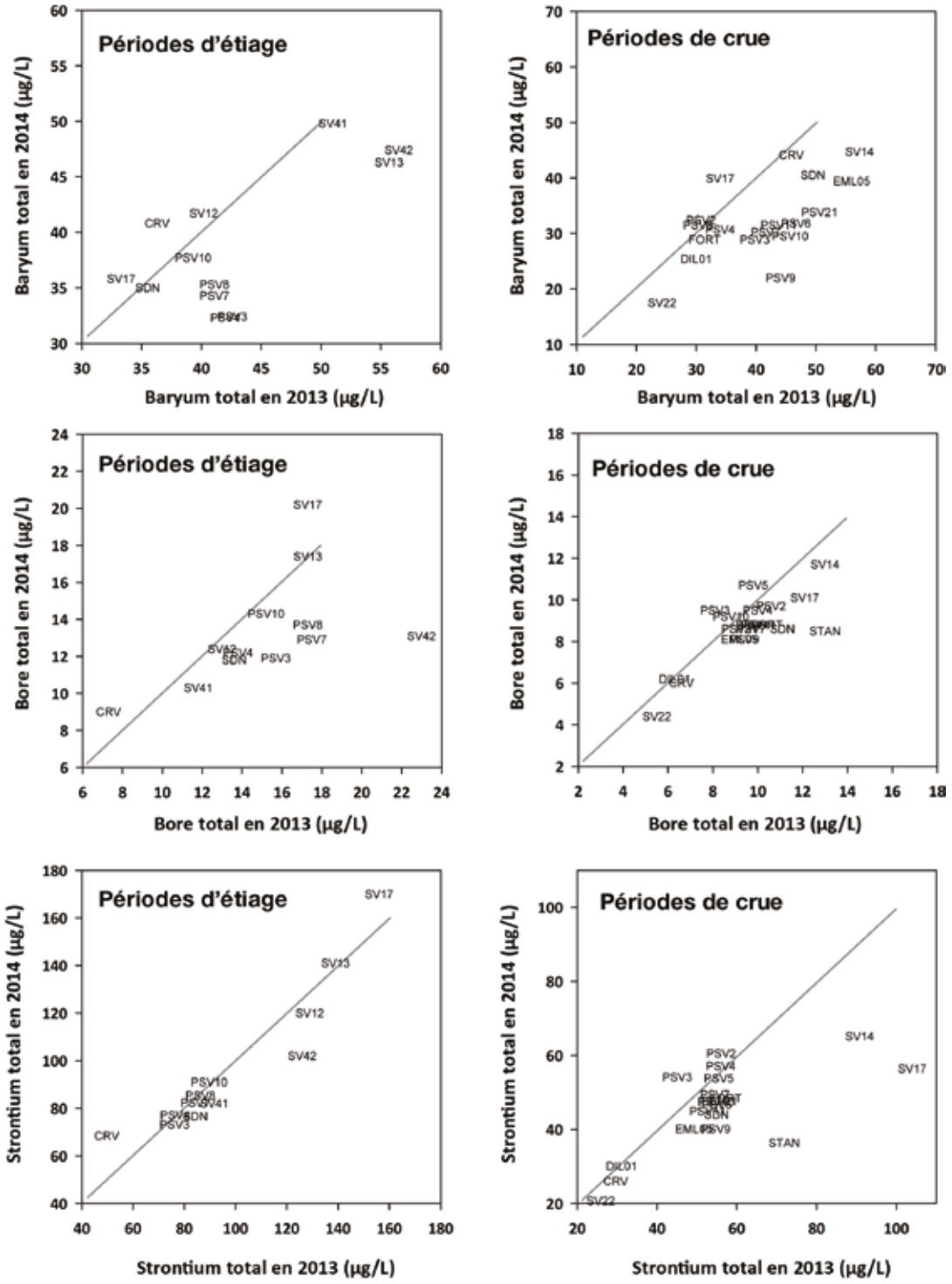


FIGURE B13. *Rapports entre les concentrations de certaines variables de la qualité de l'eau de l'indicateur de pétrole et de gaz non conventionnelles de 2013 à 2014 durant les périodes d'étiage et de crue.*

B2.3 VARIABLES ORGANIQUES

Composés organiques liés aux activités pétrolières et gazières non conventionnelles

L'analyse des échantillons de six sites en mai 2012 a révélé la présence d'une série d'alcools et d'acides utilisés dans les fluides de fracturation hydraulique et d'un ensemble de 48 COV (tableaux B2 et B4 en annexe). On a également détecté des traces de toluène (de 0,14 à 0,17 µg/L : DL = 0,05 µg/L) et de benzène (0,1 µg/L : DL = 0,01 µg/L) dans les six sites. Aucune autre variable n'a été détectée.

On a mesuré les composés organiques dans les gammes du diesel et des combustibles résiduels en mai 2012, ainsi qu'en février 2014, dans des échantillons prélevés à travers la glace. La méthode d'analyse (méthode 8015c de l'USEPA) détermine la concentration des classes générales de composés organiques avec les points d'ébullition correspondant aux matières organiques dans la gamme du diesel (longueur de chaîne de C_{10} à C_{28}) et dans la plage des combustibles résiduels (C_{25} à C_{36}). Alors que les valeurs détectées peuvent correspondre à la contamination par le pétrole, celles-ci peuvent être attribuables à des composés non pétroliers, y compris une gamme de composés biogéniques et synthétiques, dont des esters de phtalate (www.envstd.com/you-mean-my-dro-datamay-not-be-from-diesel-fuel, consulté en juin 2016).

Des traces uniformes de matières organiques dans les gammes du diesel et des combustibles résiduels ont été détectées dans l'ensemble des sites et des échantillons (figure B14); généralement, les matières organiques dans la gamme du diesel se situaient entre 50 et 100 µg/L, et celles dans la gamme des combustibles résiduels variaient entre 100 et 175 µg/L. Des concentrations élevées détectées dans des échantillons de février 2014 prélevés au ruisseau Sahdoanah (SDN) constituaient des exceptions qui pourraient refléter une contamination en provenance d'une installation de compression de gaz située en amont du bassin hydrographique. Des niveaux élevés comparables ont été détectés dans des échantillons prélevés en mai 2012 dans le ruisseau Courvoisier (CRV05).

L'identification complète des composants détectés, telle qu'elle a été réalisée par Drollette et coll. (2015), a permis de grandement améliorer l'utilité de ces analyses qui manquaient de précision, et elle devrait être effectuée à nouveau pour les prochains travaux. Les niveaux mesurés ici représentent une contamination à l'état de trace, qui peut être attribuable à des sources naturelles ou industrielles. Si d'autres travaux sur la qualité de l'eau dans cette région doivent être effectués, un échantillonnage supplémentaire pour déterminer le niveau naturel des matières organiques dans les gammes du diesel et des combustibles résiduels dans des bassins hydrographiques non affectés est recommandé.

Acides naphténiques

Les acides naphténiques sont un mélange d'acides carboxyliques contenant au moins un composé cyclique d'acyclique saturé (Headley et McMartin, 2004; Clemente et Fedorak, 2005; Speight, 2014). Ils peuvent être produits naturellement par la digestion microbienne aérobie du pétrole (Meredith et coll., 2000) ou du charbon (Scott et coll., 2009); ce sont donc des contaminants que l'on retrouve fréquemment dans les géologies contenant du gaz ou du pétrole. Les acides naphténiques posent un problème particulier dans la région des sables bitumineux de l'Alberta, où leurs concentrations dans les eaux des bassins de résidus peuvent atteindre 110 mg/L (Headley et McMartin, 2004). Les acides naphténiques peuvent être utilisés dans bon nombre d'applications industrielles, y compris en tant qu'additifs pour les huiles de coupe dans les forages pétroliers et gaziers. Ainsi, ils peuvent être présents dans les fluides et la boue de forage, et ils le sont dans les flux de restitution des puits de gaz qui peuvent se diriger vers les eaux de surface (USEPA, 2015).

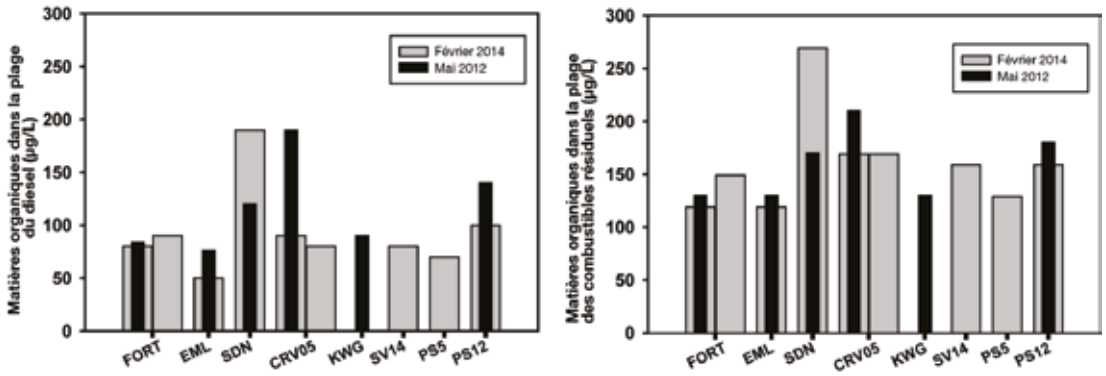


FIGURE B14. *Présence des matières organiques dans les plages du diesel et des combustibles résiduels dans les échantillons d'eau de certains sites dans le bassin de la rivière Horn en mai 2012 et en février 2014.*

Compte tenu des niveaux faibles ou transitoires d'acides naphténiques attendus dans la zone d'étude, un échantillonnage initial à l'aide de l'échantillonneur POCIS a été effectué au cours de la crue en mai 2012. Les résultats sont présentés à la figure B15. Il est important de comprendre que, même si les concentrations de chaque échantillon sont présentées, les résultats doivent être interprétés comme une *présence* ou une *absence* sur les sites. On a observé la présence évidente des acides naphténiques dans cinq sites d'échantillonnage, et leur absence apparente au ruisseau Fortune.

Des échantillons instantanés subséquents ont été prélevés en août 2014. Contrairement aux résultats de l'échantillonneur POCIS, les concentrations d'acides naphténiques au ruisseau Fortune étaient particulièrement élevées comparativement à ce qui semble être un niveau naturel régional d'environ 2 µg/L (figure B16).

Certaines mises en garde doivent être mentionnées pour l'analyse de quelques résultats d'acides naphténiques présentés ici. La détermination de la concentration d'acides naphténiques dans les échantillons environnementaux représente un défi (Brown et Ulrich, 2015), mais les méthodes d'analyse ont beaucoup évolué au cours des dernières années. Certaines méthodes ne permettent pas de déterminer la série complète de congénères et aucune norme de calibration pertinente n'est offerte; ces problèmes ont fait en sorte que l'ECCC considère tous les résultats des acides naphténiques comme étant semi-quantitatifs. La méthode utilisée pour effectuer les analyses du présent travail (Woudneh et coll., 2013) comprend un traitement en plusieurs étapes, y compris l'acidification, la dérivatisation et la préconcentration par évaporation rotative; toutes ces étapes comprennent certains défis et des interférences potentielles. De plus, certains composés naturels carboxylés, y compris les acides résiniques, les acides gras et quelques acides humiques pourraient contribuer à créer de faux positifs (Brunswick et coll., 2016). Brown et Ulrich (2015, tableau 1) ont présenté des données montrant les conséquences des méthodes d'analyse utilisées dans la détermination des concentrations d'acides naphténiques; lorsqu'elles sont jumelées avec des échantillons d'eau de surface, les concentrations diffèrent parfois d'un ordre de grandeur ou même plus.

Les résultats présentés ici suggèrent la présence de faibles niveaux d'acides naphténiques. Si d'autres échantillonnages et analyses sont effectués, les mesures devraient utiliser la nouvelle et très précise chromatographie en phase liquide et spectrométrie de masse quadrupôle et à temps de vol (Brunswick et coll., 2015) ou d'autres techniques de spectrométrie de masse à haute résolution recommandées par les experts de ce domaine dans le cadre d'un atelier de 2016 organisé par l'ECCC (Dayue Shang, ECCC, comm. pers., oct. 2016) pour réduire le traitement nécessaire pour les échantillons et les facteurs de confusion potentiels.

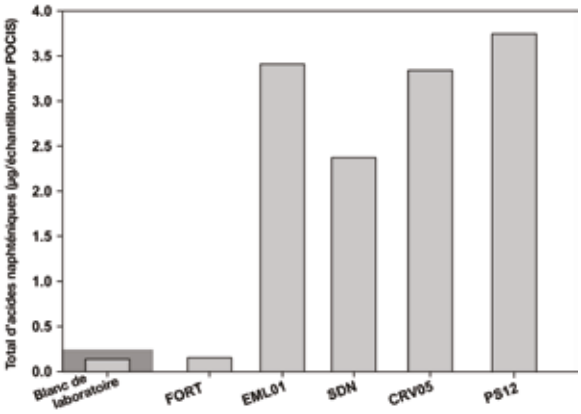


FIGURE B15. *Résultats du déploiement de l'échantillonneur passif POCIS durant les périodes de crue (mai et juin 2012). À noter que les concentrations sont qualitatives; exprimées en total de microgrammes par échantillonneur. Blanc de laboratoire montré à droite aux fins de comparaison de l'assurance de la qualité.*

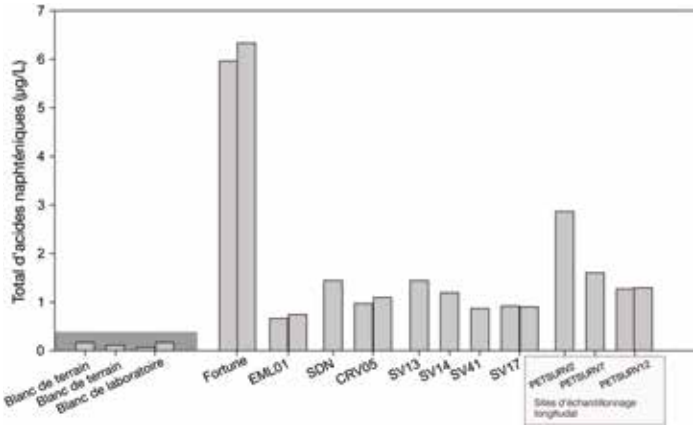


FIGURE B16. *Total d'acides naphténiques dans les échantillons instantanés prélevés à certains sites en août 2014. Les bandes en opposition représentent les échantillons répétés; les ensembles d'assurance de la qualité (blancs de voyage; blancs de laboratoire) sont indiqués à gauche.*

Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les échantillons instantanés pour l'analyse des composés HAP ont été recueillis à trois occasions; une fois lors d'une période de crues en mai 2012 et deux autres fois lors de périodes d'étiage en octobre 2013 et en août 2014. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont des indicateurs de la contamination pétrolière naturelle et anthropique et ont des sources à la fois biogène et de combustion (Yunker et McDonald, 1995). Les tendances dans les ratios des composants parents aux composants alkylés ainsi que les concentrations naturelles des congénères individuels des HAP peuvent fournir des indices sur les sources de contamination particulières.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont généralement peu solubles, faisant ainsi en sorte que les concentrations totales d'HAP ainsi que la composition congénère est étroitement liée à la charge du total des matières en suspension (Boehm, 2005). Dans les échantillons recueillis en période de crues (figure B17), les concentrations totales d'HAP étaient dix fois supérieures à celle des échantillons recueillis à faible débits (figure B18), ce qui reflète les résultats d'études similaires qui comparent les HAP totaux et dissous (McCarthy et coll., 1997). Les HAP totaux des six sites avaient tendance à chuter entre 40 et 60 ng/L, à l'exception d'un échantillon du ruisseau Sahdoanah à 120 ng/L (figure B17). Les concentrations totales d'HAP dans les échantillons prélevés dans les périodes d'étiage variaient entre 2 et 6 ng/L, à l'exception des échantillons prélevés aux sites SDN, CRV et PS2 (figure B18).

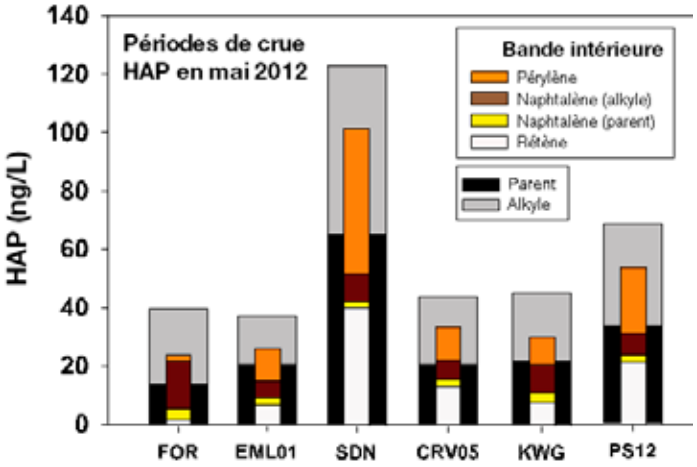


FIGURE B17. *Résumé des résultats d'HAP pour les échantillons prélevés durant les périodes de crue à certains sites en mai 2012. Les bandes noires et grises en arrière-plan montrent les contributions relatives des HAP alkylés et des HAP parents aux concentrations totales d'HAP. Les bandes intérieures superposées indiquent les concentrations de certains parents individuels et de composants alkylés contribuant aux concentrations totales d'HAP.*

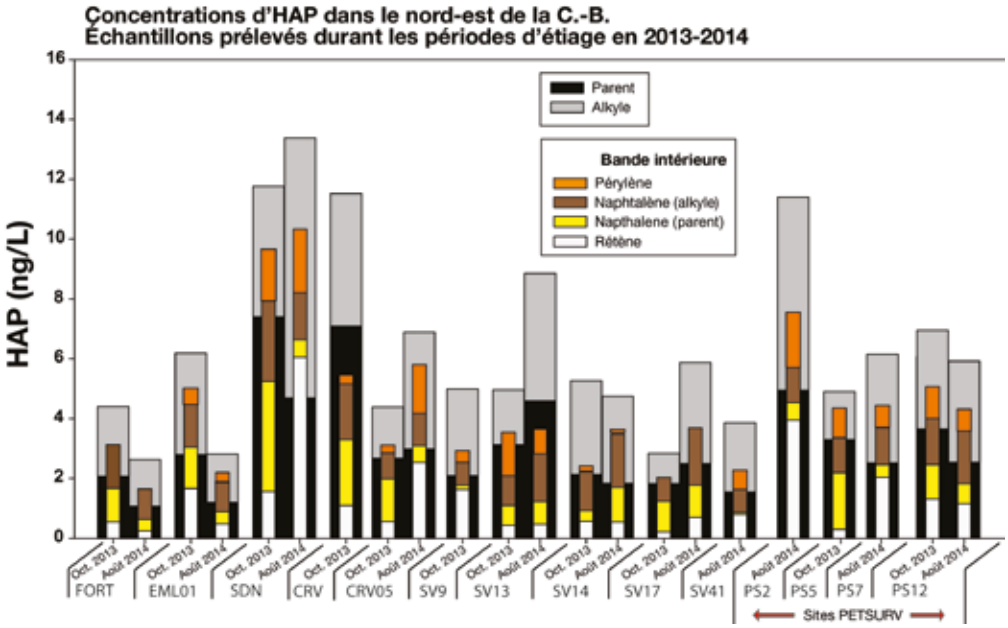


FIGURE B18. *Résumé des résultats d'HAP pour les échantillons prélevés en période d'étiage en 2013 et en 2014. Les bandes noires et grises en arrière-plan montrent les contributions relatives des HAP alkylés et des HAP parents aux concentrations totales d'HAP. Les bandes intérieures superposées indiquent les concentrations de certains parents individuels et de composants alkylés contribuant aux concentrations totales d'HAP.*

Les bandes intérieures superposées des figures B17 et B18 montrent les contributions de certains composants HAP; chacun de ces composants est d'origine biogénique directe et indirecte (Wilcke, 2007). Le pérylène est un HAP d'origine naturelle produit par la dégradation des bactéries et il est un composant des tourbières et des milieux humides (Wakeham et coll., 1980; Wilcke, 2007; Yudina et Savel'eva, 2011). Le naphtalène et certains alkyl-naphtalènes ont grandement contribué aux niveaux totaux d'HAP dans les échantillons prélevés en période d'étiage (figure B18). Cela était peut-être attribuable à leur solubilité relativement élevée comparativement aux autres congénères HAP. Alors que la présence du naphtalène et des autres HAP de faibles poids moléculaires peuvent être attribuables à des déversements de carburants à base de pétrole non brûlé, des données indiquent qu'ils peuvent également être produits par des bactéries et des champignons (Wilcke, 2007). Le rétène est un indicateur établi de la combustion du bois (Ramdahl, 1983) et il est présent en quantité importante à la suite des incendies de forêt (Gabos et coll., 2001). Un rapport entre les niveaux mesurés de rétène dans ces analyses et les récents incendies de forêt dans le bassin hydrographique en amont est peu concluant bien que très variable (figure B19).

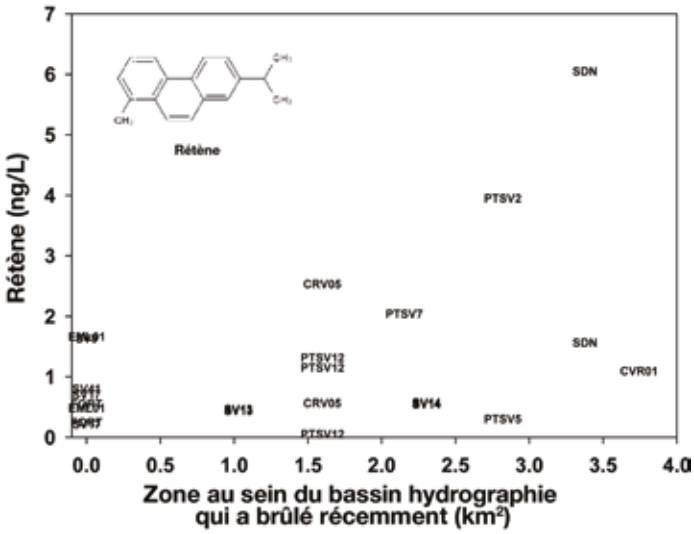


FIGURE B19. *Rapport entre la superficie totale brûlée récemment (de 2003 à 2013) dans des incendies de forêt au sein de chacun des bassins hydrographiques et la concentration de rétène mesurée dans les échantillons prélevés en période d'étiage en octobre 2013 et en août 2014.*

Les concentrations totales d'HAP relevées ici sont faibles comparativement aux mesures d'HAP dissous publiées pour les régions peuplées et industrialisées (Manoli et Samara, 1999; Santana et coll., 2015). Les niveaux sont comparables aux échantillons qui ont été recueillis récemment dans le drainage des eaux d'amont au Royaume-Uni avec des concentrations signalées de 2,1 à 16,8 ng/L (Moeckel et coll., 2014), et ils sont généralement plus bas que les niveaux mesurés dans la rivière Slave dans les Territoires du Nord-Ouest qui ont été répertoriés par McCarthy et coll. (1997). Mesurer les composés organiques dans les eaux de surface et attribuer de façon non équivoque leur présence à la contamination causée par les activités pétrolières et gazières non conventionnelles sera très difficile en raison de leurs faibles concentrations dans les eaux de surfaces naturelles, qui contiennent déjà une vaste gamme de composés organiques naturels qui sont possiblement responsables d'une interférence. Il est particulièrement difficile de déterminer la série de contaminants organiques qui doit être analysée en raison de la composition exclusive des fluides de fracturation. Le budget fait l'objet de certaines préoccupations, car les analyses organiques de faible niveau peuvent être très dispendieuses, en plus de régulièrement produire des tableaux de données avec des non-détections. À moins qu'un indicateur cible approprié ne soit disponible, l'approche la plus susceptible de détecter une contamination de l'eau de surface est celle prise dans le programme synoptique principal avec une analyse des constituants inorganiques connus pour être présents à des concentrations extrêmes dans les eaux produites (Vidic et coll., 2013; Brantley et coll., 2014).

B2.4 RAPPORT ENTRE LA QUALITÉ DE L'EAU ET LES INSTALLATIONS GAZIÈRES

Un élément clé de la conception de l'étude était la mesure de la composition chimique de l'eau aux sites situés près des exutoires des microbassins qui ont une gamme d'activités pétrolières et gazières non conventionnelles en amont. À l'aide des limites établies du bassin hydrographique en amont des sites d'échantillonnage et des données géoréférencées sur les installations pétrolières et gazières par la BCOGC, on a déterminé le nombre total de puits (actifs ou abandonnés), de zones d'élimination des résidus de forage, des installations et des sites d'élimination des déchets. Si des activités à l'amont du bassin hydrographique venaient à affecter la qualité de l'eau en aval, il y aurait un rapport positif entre au moins une variable des activités de la BCOGC et certains éléments clés de la composition chimique de l'eau.

Les corrélations entre les indicateurs physiques et chimiques clés de la fracturation hydraulique et certaines mesures de l'activité industrielle en amont lors des périodes de crue et d'étiage sont présentées au tableau B3. Les données d'échantillonnage du débit élevé (crue) montrent une corrélation faible (r_s ~ 0,47 à 0,57), mais significative entre le nombre total d'installations et le nombre de sites d'élimination des puisards, et le baryum total et les matières en suspension totales. Le baryum en particulier montre une corrélation avec deux des catégories de la BCOGC et ensemble avec le TSS ils sont liés au nombre de sites d'élimination des puisards. L'association du TSS et du baryum dans le cas présent est prévisible puisqu'il y a une grande corrélation entre les deux variables dans l'ensemble de données pour le débit élevé ($r_s = 0,73$, $p < 0,001$). Puisque nous savons que la concentration de Ba est élevée dans les résidus de forage (Renock et coll., 2016), et que la plupart des activités de forage sont effectuées l'hiver (CCA 2014), il est possible que le niveau élevé de TSS et le baryum connexe soient attribuables à la mobilisation et au transport terrestre par l'écoulement de l'eau de fonte. Des résultats semblables ont été signalés ailleurs; une étude à grande échelle dans le nord-est des États-Unis a révélé un rapport important entre la densité des puits et le TSS (Olmstead et coll., 2013). Les diagrammes des rapports entre les catégories de la BCOGC et les concentrations totales de TSS et de baryum sont présentés à la figure B20. Les corrélations faibles entre les catégories de la BCOGC et le sulfate dissous (tableau 3, figure B20) et le chlorure dissous (tableau B3) étaient aussi évidentes et, une fois de plus, liées aux variables connexes aux résidus de forage.

L'ampleur des corrélations observées ici est relativement faible, mais, compte tenu de l'approche rudimentaire et du peu de données disponibles, la tendance semble indiquer que l'extraction gazière a une incidence sur la qualité de l'eau de surface. On peut s'attendre à ce que la construction de routes, les lignes sismiques, plateformes d'exploitation et le défrichage des terres entraînent une hausse du TSS, et l'ampleur devrait être proportionnelle à l'importance de l'activité. Des études à grande échelle concernant les effets des activités d'extraction gazière sur l'eau de surface ont révélé des résultats équivoques semblables. Dans l'Est des États-Unis, le traitement des eaux usées du gaz de schiste a fait augmenter les concentrations de Cl en raison des effluents du traitement et non de rejets directs provenant d'emplacements de puits (Olmstead et coll., 2013). Il est notoire que l'analyse statistique des tendances relatives au Cl et à la conductivité est difficile à interpréter en ce qui a trait aux activités de fracturation (Bowen et coll., 2015).

TABLEAU B3. Corrélations de rang de Spearman, et probabilités connexes dans de plus petits bassins (autres que le cours principal de la rivière Petitot), entre certaines variables de chimie de l'eau et l'activité pétrolière et gazière non conventionnelles des bassins hydrographiques, d'après les couches des SIG de la BCOGC. Les données de la BCOGC ont été extraites pour refléter le dénombrement des zones d'installation et d'élimination juste avant l'échantillonnage de qualité de l'eau chaque année. Les données significatives sont mises en évidence en **gras**.

		HAUTES EAUX (N=27, 2013-2014)				BASSES EAUX (N=46, 2012-2014)			
		TOTAL DES INSTALLATIONS	ZONE D'ÉLIMINATION DES RÉSIDUS DE FORAGE	N^BRE TOTAL DE PUITS	N^BRE DE SITES D'ÉLIMINATION DES PUISARDS	TOTAL DES INSTALLATIONS	ZONE D'ÉLIMINATION DES RÉSIDUS DE FORAGE	N^BRE TOTAL DE PUITS	N^BRE DE SITES D'ÉLIMINATION DES PUISARDS
Chlorure dissous	r_s	0,00	0,17	0,27	0,25	0,04	0,21	0,14	**0,31**
	p	0,991	0,404	0,172	0,199	0,786	0,179	0,354	**0,040**
Sulfate dissous	r_s	0,27	0,28	0,22	0,20	0,23	**0,32**	0,17	0,25
	p	0,170	0,162	0,264	0,327	0,131	**0,035**	0,268	0,099
Total de solides en suspension	r_s	0,12	0,11	0,07	**0,47**	0,20	0,28	0,28	0,15
	p	0,551	0,582	0,729	**0,013**	0,200	0,071	0,070	0,340
Conductivité spécifique	r_s	0,30	0,19	0,20	0,30	0,04	0,08	0,04	0,14
	p	0,126	0,346	0,304	0,126	0,799	0,589	0,802	0,381
Baryum total	r_s	**0,48**	0,33	0,21	**0,57**	0,13	0,13	0,13	0,21
	p	**0,011**	0,092	0,293	**0,002**	0,383	0,402	0,383	0,162
Bore total	r_s	0,29	0,19	0,16	0,33	-0,05	0,07	-0,03	0,19
	p	0,135	0,330	0,415	0,097	0,741	0,639	0,847	0,225
Strontium total	r_s	0,29	0,17	0,17	0,32	-0,03	0,03	-0,04	0,07
	p	0,142	0,383	0,397	0,103	0,840	0,824	0,819	0,664
Sodium	r_s	0,16	0,00	-0,01	0,15	-0,08	-0,05	-0,11	0,13
	p	0,413	0,994	0,974	0,460	0,605	0,760	0,486	0,407

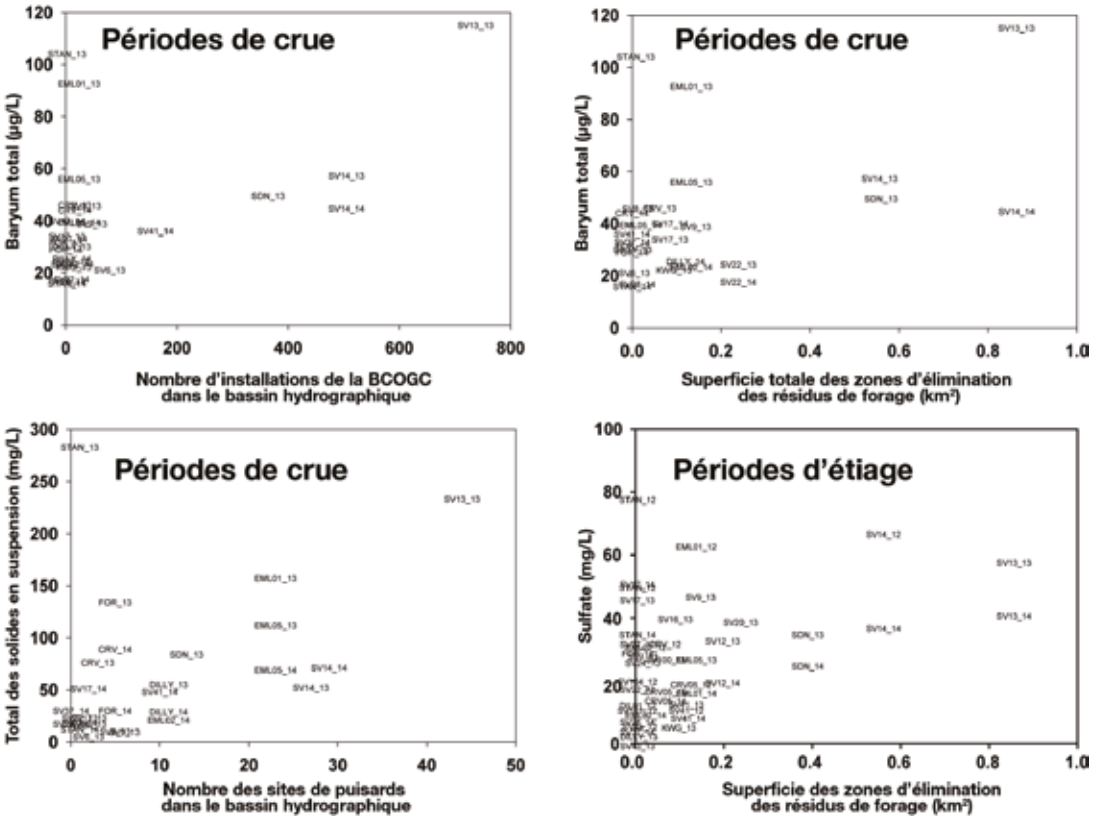


FIGURE B20. *Représentations graphiques des variables de qualité et des activités pétrolières et gazières non conventionnelles de la BCOGC avec des corrélations de rangs de Spearman importantes (p < 0,05) pour les données lors des périodes de débits élevés et faibles. Le tracé par points montre l'emplacement de l'échantillon et l'année; par exemple, SV14 13 représente les résultats de l'emplacement SV14 recueillis en 2013.*

L'exploitation gazière nécessite d'importantes modifications et perturbations du sol, dont les lignes sismiques, les routes et les plateformes d'exploitation, et cette activité se déroule principalement durant les mois d'hiver, période où le sol est assez ferme pour permettre l'utilisation de machinerie lourde. La combinaison avec le baryum élevé peut également suggérer la présence de résidus de forage, mais il faudrait beaucoup plus de travaux pour explorer cette possibilité. Une autre chose complique l'interprétation de ces résultats, soit l'imbrication de certains bassins où des échantillons ont été prélevés, particulièrement dans le drainage du sud de la rivière Fort Nelson (figure B21).

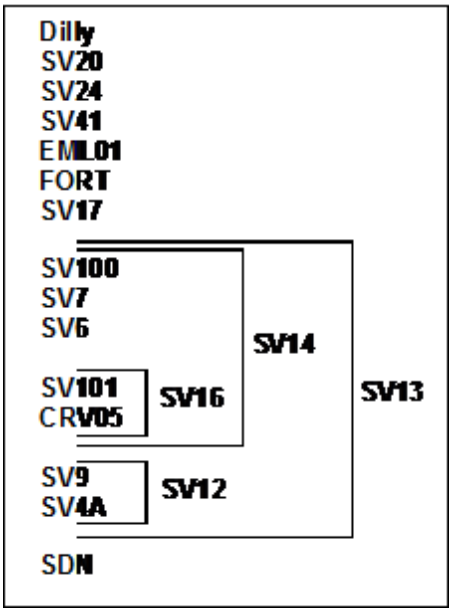


FIGURE B21. *Schéma illustrant l'imbrication des bassins hydrographiques échantillonnés.*

La surveillance de la qualité de l'eau à l'aide d'un échantillonnage instantané régulier est actuellement la seule méthode d'étude des changements temporels d'une vaste gamme de variables chimiques. Sans avancée des technologies des capteurs ni capacité de mesure fiable d'un spectre plus large de produits chimiques, la surveillance automatisée se limitera essentiellement à des mesures fiables et robustes, comme la conductivité et la température. Le déploiement de dispositifs de consignation dans le nord-est de la Colombie-Britannique ajouterait une surveillance économique continue à l'échantillonnage instantané.

La recherche d'un ou de plusieurs indicateurs irréprochables s'est avérée difficile. Certains auteurs ont obtenu des résultats prometteurs en utilisant certains indicateurs isotopiques, comme le ^{11}B et le ^{7}Li (Warner et coll., 2014) ou des ratios d'isotopes stables de Sr (Warner et coll., 2013), et ces résultats pourraient s'avérer utiles pour les futurs travaux dans le nord-est de la Colombie-Britannique.

B3. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

- Les tendances dans la chimie de l'eau du cours principal de la rivière Petitot n'ont montré aucune indication de contaminants en amont, peut-être en raison du volume relativement élevé et de la dilution possible des constituants qui ont pu être présents à des concentrations élevées dans les affluents. Dans les plus petits bassins hydrographiques, il y avait des indications potentielles des effets sur la chimie de l'eau de surface d'une activité pétrolière et gazière non conventionnelle en amont.
- Quelques-unes des variables indicatrices des activités pétrolières et gazières non conventionnelles qui étaient le sujet principal de cette interprétation (Ba, SO_4, Cl, TSS) ont montré quelques corrélations faibles avec les opérations et les installations pétrolières et gazières. Le baryum, en particulier, a montré un rapport, dans des conditions de courant d'eau douce, avec les variables de la BCOGC liées aux résidus de forage; cependant, d'autres travaux seraient nécessaires pour obtenir une évaluation approfondie.
- L'analyse des composés organiques à l'état de traces a démontré des niveaux de concentration de fond indétectables ou faibles pour toutes les substances analysées. Il n'y avait pas de solides indications de contamination industrielle en amont, mais d'autres travaux sur les acides naphténiques pourraient être justifiés.

Suggestions de futurs travaux dans le nord-est de la Colombie-Britannique :

- Il faut mettre à la disposition du milieu de la recherche environnementale et du secteur de la réglementation des analyses chimiques des eaux produites. Ces analyses ne doivent pas nécessairement détecter la composition exclusive des fluides de fracturation injectés, mais elles doivent être suffisamment détaillées pour orienter les activités de surveillance.
- Il faut aménager des sites de surveillance aux exutoires des plus petits bassins où l'on trouve des activités d'exploitation gazière et pétrolière en amont, et il faut faire le suivi de ces activités à mesure qu'elles s'étendent. Encore une fois, la série de variables chimiques serait choisie à partir des mesures des eaux produites.
- Il faudrait installer un réseau de dispositifs d'enregistrement de la température et de la conductivité pouvant demeurer sur place pendant de longues périodes. Ces dispositifs détecteraient les contaminants transitoires provenant de rejets en amont, comme les eaux produites ayant de très grandes quantités de MDT.

PARTIE C
SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

C1. MÉTHODOLOGIE

C1.1 PROTOCOLE ET SÉLECTION DES SITES

La conception de l'étude de surveillance biologique applique la méthodologie du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA), fondée sur les données des macro-invertébrés benthiques recueillies dans les cours d'eau et les rivières (Environnement Canada, 2012, www.ec.gc.ca/rcba-cabin/). Afin de mettre au point un modèle d'évaluation biologique pour étudier les cours d'eau touchés par les activités pétrolières et gazières non conventionnelles, une vaste gamme de variations naturelles de biotes et d'habitats doit être analysée dans divers sites de référence ou peu perturbés. Selon ces données et conformément à l'approche des conditions de référence (Bailey et coll., 2004), on élabore le modèle d'évaluation biologique prédictive en vue de produire une définition empirique de la santé des écosystèmes pour laquelle la communauté biologique peut être prédite, pour un site donné, par les caractéristiques des habitats naturels. L'ampleur de la divergence entre la communauté benthique observée et la communauté prédite est une indication du degré de stress environnemental (Reynoldson et coll., 2001).

Avant le début de cette étude, on a recueilli des données sur les macro-invertébrés benthiques conformément au protocole du RCBA du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique et de GeoScience BC (www.geosciencebc.com) par l'entremise d'Environmental Dynamics Inc. (www.edynamics.com/) en 2010, 2011 et 2012. On a évalué à posteriori la pertinence d'inclure ces sites dans le modèle d'évaluation biologique selon la méthodologie décrite ci-dessous.

On a restreint la portée géographique du modèle d'évaluation biologique aux limites du bassin de la rivière Liard en Colombie-Britannique, ce qui comprend la rivière Petitot et la partie inférieure de la rivière Fort Nelson (section 4, figure 4). La stratification des sites de référence potentiels, peu ou pas affectés par l'activité humaine, était concentrée sur trois des cinq écorégions voisines du bassin de la rivière Horn : les hautes-terres du nord de l'Alberta, les basses terres de la rivière Hay et le plateau Muskwa (section 4, figure 5). Elle portait aussi sur la classification de la zone d'étude selon la géologie de surface.

L'objectif consistait à stratifier l'effort d'échantillonnage sur l'ensemble des variations naturelles et à inclure de deux à trois sites dans chaque type de géologie de chaque écorégion et ordre de cours d'eau. Pour saisi la variation temporelle dans le modèle d'évaluation biologique, un sous-ensemble d'emplacements de référence a fait l'objet d'un échantillonnage durant plusieurs années. On a laissé entendre qu'il fallait de 60 à 75 emplacements pour élaborer un modèle (Reynoldson et Wright, 2000), mais qu'il était tributaire de la variation écologique de la région d'intérêt.

Pour choisir de façon objective les emplacements de référence potentiels, on a suivi un processus en quatre étapes faisant appel au gradient de l'activité humaine (GAH) (Yates et Bailey, 2010), et on a sélectionné au hasard des microbassins de référence potentiels pour l'échantillonnage en accordant la priorité aux emplacements à proximité immédiate du bassin de la rivière Horn (voir ci-dessous). En outre, les emplacements d'essai, qui sont exposés aux activités pétrolières et gazières non conventionnelles, ont fait l'objet d'un échantillonnage pour évaluer les effets possibles de ces activités sur la santé de l'écosystème aquatique. Des emplacements d'essai ont été échantillonnés en fonction d'un gradient de densités de puits et intégrés à des lieux de surveillance périodique ou synoptique, dans la mesure du possible.

Étape 1 – Détermination de la stratification naturelle : Dans la zone d'étude, on a défini des microbassins, c'est-à-dire des polygones qui sont délimités par le réseau hydrographique à une échelle de 1:50 000 et qui appartiennent au troisième ordre et plus (*Freshwater Atlas* de la Colombie-Britannique, tableau C1 de l'annexe). On a soumis la géologie de surface des microbassins à une analyse par grappes à K moyennes. On a déterminé le nombre optimal de grappes en examinant où était maximisée la variation à l'intérieur de deux à huit groupements naturels et entre eux au moyen de deux analyses : a) le test du coude des résultats à K moyennes pour chaque option relative aux grappes (c.-à-d. entre SS et SS total; et b) l'analyse discriminante de chaque option relative aux grappes en tant que facteur pour décrire la géologie de surface et trouver les plus grandes différences entre les moyennes de groupes (c.-à-d. lambda de Wilk le plus bas).

Étape 2 – Définition du gradient des facteurs de stress : On a quantifié l'étendue des activités pétrolières et gazières de chaque groupement naturel à l'aide des variables de facteurs de stress actuelles extraits de données du SIG de la BCOGC se rapportant aux puits, aux installations, aux sites d'élimination, aux routes et aux pipelines (tableau C1 de l'annexe). Les facteurs de stress étaient séparés en trois types de facteur stress afin de réduire le nombre de variables à une seule variable, au moyen d'une analyse des composantes principales :

1. les installations (zone d'élimination des déchets de la Colombie-Britannique, injection ou élimination des eaux d'installation, autre installation);
2. les puits (tous les agents s'y rattachant);
3. les réseaux (secteur du pipeline, routes hivernales, routes toutes saisons).

Les premiers scores de variables composantes provenant des trois ACP ont été combinés en une seconde ACP pour décrire un seul facteur de stress de l'activité pétrolière ou gazière pour le secteur utilisant le premier score de variable composante. On a ensuite défini des critères à partir de ce score de variable composante pour les sites de référence.

Étape 3 – Pré-échantillonnage – Définition des critères de référence et choix des sites potentiels : On a ciblé des microbassins sans influence humaine dans chaque groupement naturel pour les définir comme des sites potentiels d'échantillonnage de référence. On a défini des zones peu perturbées dans les groupements naturels qui avaient des activités pétrolières et gazières non conventionnelles. On a stratifié davantage les microbassins de référence de chaque groupement par ordre de cours d'eau et écorégion. Les microbassins de référence potentiels ont été choisis au hasard pour une vérification sur le terrain.

Étape 4 – Échantillonnage sur place et post-échantillonnage – Sélection et vérification des sites de référence : Les sites d'échantillonnage actuels ont été choisis de façon définitive parce qu'ils sont accessibles en hélicoptère et qu'ils sont appropriés pour l'échantillonnage du RCBA. On a vérifié la condition de référence en effectuant une reconnaissance aérienne. En outre, on a évalué les données géospatiales de la BCOGC datées de la mi-août de chaque année (tableau C3) après l'échantillonnage. Si des facteurs de stress liés à des activités pétrolières et gazières non conventionnelles ont été découverts dans le bassin hydrographique en amont à partir de la confirmation réalisée après l'échantillonnage, alors on a changé l'état du site pour qu'il devienne un site d'essai et on l'a retiré du processus d'élaboration du modèle.

FIGURE C1. *Image de l'échantillonnage réalisé pendant le volet de surveillance biologique dans le nord-est de la Colombie-Britannique où les macroinvertébrés sont recueillis avec un filet troubleau et où d'autres caractéristiques de l'habitat sont mesurés. Photos de Patrick Shaw et de Stephanie Strachan.*

C1.2 PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS

À chaque emplacement, on a prélevé un seul échantillon intégré de macroinvertébrés benthiques conformément au protocole du RCBA (Environnement Canada, 2012, www.ec.gc.ca/rcba-cabin/) vers la fin de l'été, et on l'a préservé dans une solution tamponnée de formol neutre à 10 %. On a également mesuré et enregistré les caractéristiques de l'habitat local (c.-à-d. taille des substrats, pente, vitesse d'écoulement, profondeur, largeur et végétation riveraine) selon le protocole du RCBA. Conformément aux composants de la qualité de l'eau de ce projet, on a également prélevé une série de variables physico-chimiques de base dans l'eau (figure C1)..

On a traité les échantillons de macroinvertébrés conformément aux protocoles décrits dans le manuel de laboratoire du RCBA (Environnement Canada, 2014a) par Cordillera Consulting (Summerland, Colombie-Britannique) ou EcoAnalysts (Moscow, Idaho). On a identifié les organismes par genre ou par l'espèce dans la mesure du possible et on les a intégrés dans la base de données du RCBA. Le Laboratoire national a vérifié dix pour cent de tous les échantillons d'invertébrés afin de veiller au respect des critères du RCBA pour l'efficacité du tri et les taux d'erreur d'identification.

On a établi les délimitations des bassins en amont spécifiques aux sites d'échantillonnage à l'aide des données du modèle altimétrique numérique (MAN) en format matriciel correspondant aux cartes du Réseau hydro national dont le NTS est de 1:50000 (cellules de 25 m). On a acquis des couches de données géospatiales propres à la zone de drainage en amont pour générer des variables à l'échelle du paysage se rapportant à l'hydrologie, à la topographie, à la morphométrie, à la géologie, au climat, à l'utilisation des terres, au transport et aux activités pétrolières et gazières non conventionnelles.

Les données ont été recueillies par du personnel certifié du RCBA, vérifiées pour s'assurer que les différences observées n'avaient pas été causées par la variabilité de l'opérateur, et intégrées dans la base de données du RCBA (www.ec.gc.ca/rcba-cabin/).

C1.3 ANALYSE DES DONNÉES

Élaboration du modèle

L'élaboration du modèle respecte l'approche de l'évaluation des sédiments benthiques (BEAST) (Reynoldson et coll., 1995). On a établi la structure biologique des données brutes au niveau de la famille au moyen d'une analyse par grappes et d'une ordination à l'échelle multidimensionnelle sur une matrice de similarité de Bray-Curtis avec la version 6.1.12 de PRIMER (Primer-E, 2009). Les données n'ont pas été transformées puisque les différences numériques étaient considérées comme étant une différence importante entre les groupes biologiques (Reynoldson et coll., 1995). À l'aide de l'analyse SIMPROF de PRIMER, on a effectué un test de signification pour la structure dans les données qui comprenait une série de tests de permutation dans le but de comparer la matrice de ressemblance classée aux matrices aléatoires et de trouver une structure de regroupement significative. Il a été suggéré que les groupes de moins de dix sites étaient trop petits (Reynoldson et coll., 2001). Après un examen minutieux des données brutes et de la similitude avec les sites voisins du dendrogramme, les petits groupes ont été laissés comme valeurs aberrantes, regroupés avec le groupe le plus semblable suivant s'ils étaient similaires dans leur habitat ou laissés comme un petit groupe s'il s'agissait clairement d'un groupe unique nécessitant davantage de prélèvement.

On a ciblé plus de 100 variables d'habitat local ou de paysage non touchées par des perturbations d'origine humaine en tant que variables explicatives, et on les a réduites à une série plus petite à l'aide d'une analyse de corrélation. La série réduite a fait l'objet d'une analyse discriminante progressive avec des procédures en aval et en amont pour obtenir une liste des variables explicatives les plus probables. Ensuite, on a effectué une révision itérative des modèles progressifs pour y ajouter ou en retirer des variables en fonction des tests de tolérance (la proportion de la variance d'une variable qui n'est pas prise en considération par d'autres variables indépendantes) et des valeurs F afin d'obtenir le modèle optimal. Le modèle optimal avait le lambda de Wilks le moins élevé (les valeurs plus petites du lambda de Wilks correspondent à une plus grande capacité de discrimination) avec un nombre maximal de variables ne dépassant pas le nombre de site du plus petit groupe.

Un modèle optimal possède le taux de validation croisée global le plus élevé, des taux d'erreur de groupe individuels similaires et le plus petit nombre possible de variables. Le taux de classification de validation croisée s'appuie sur le modèle élaboré à partir de toutes les données à plusieurs reprises en retirant un site de référence de l'analyse à chaque fois, et le taux de resubstitution est simplement fondé sur la reclassification de chaque site de référence à l'aide du modèle, mais sans toutefois le retirer du processus de conception du modèle. Le taux de validation croisée est toujours inférieur au taux de resubstitution, mais il s'agit d'un meilleur test pour les prévisions du modèle.

Évaluation du modèle

On a évalué le rendement du modèle à l'aide de données simulées sur les perturbations, ce qui a permis d'obtenir une estimation des taux d'erreurs de type 1 (détermination erronée du caractère dégradé d'un emplacement de référence) et de type 2 (détection d'une détérioration à un site touché) pour différentes intensités de perturbation (Bailey et coll. 2012). Des tests de tolérance au niveau de la famille de Hilsenhoff, qui sont largement acceptés, sont disponibles pour produire des données simulées (Barbour et coll., 1999) qui reflètent la sensibilité à l'épuisement d'oxygène (eutrophisation), mais qui ne sont pas pertinentes pour les effets possibles de cette industrie. On a donc utilisé les enregistrements du RCBA en Colombie-Britannique pour produire un nouveau test de tolérance à l'exploitation des ressources (TER) qui décrit les changements que devrait subir l'environnement du cours d'eau en raison de l'exploitation des ressources afin de produire des données simulées sur les perturbations. La production de la TER s'appuie sur une approche similaire à celle utilisée dans le territoire du Yukon (Reynoldson et coll., GHOST Consulting, *comm. pers.*, juin 2016). La nouvelle TER avait pour objet de refléter la tolérance des taxons à la perturbation de l'habitat, au collage des substrats et à l'intensification de la turbidité accrue en raison de l'érosion accrue découlant de la construction de couloirs et de l'utilisation d'installations. Par exemple, on s'attendait à ce que les taxons des macroinvertébrés de la Colombie-Britannique qui étaient fréquemment associés à des substrats rocheux et à un faible encastrement interstitiel soient sensibles à des augmentations du encastrement interstitiel et des substrats sableux ou limoneux.

L'élaboration de la TER a tiré avantage des quelque 3 500 enregistrements du RCBA en Colombie-Britannique (www.ec.gc.ca/rcba-cabin/, consulté en juin 2015), établissant ainsi des corrélations entre 170 familles de macroinvertébrés benthiques avec neuf variables d'habitat se rapportant au substrat et à la perturbation. Pour chaque variable d'habitat, les taxons ont été considérés comme étant potentiellement sensibles, tolérants ou insensibles en fonction de l'orientation et du degré de corrélation. Les taxons ayant les corrélations les plus solides (jusqu'à un maximum de 40) ont été désignés comme étant tolérants et sensibles (selon la réponse attendue pour chaque variable, tableau C1); les autres taxons ont été désignés comme étant insensibles. La TER de chaque famille a déterminé sa situation sur le continuum *Tolérant→Insensible→Sensible*, gradué de +1 (très tolérant) à -1 (très sensible) selon le nombre

de variables en fonction desquelles elle a été classée dans chaque catégorie de tolérance. La TER était relative et elle ne reflétait pas la force des corrélations des variables de l'habitat en termes absolus.

Pour simuler l'effet de la perturbation sur les communautés de référence du nord-est de la Colombie-Britannique, on a appliqué la TER à l'ensemble de données de référence en vue de générer des assemblages simulés représentant trois intensités de perturbation différentes. On a multiplié la TER de chaque taxon par son abondance à chaque site de référence et par le facteur d'intensité simulé (1, 2 ou 3), puis on a ajouté le résultat à l'abondance originale du taxon en question (c.-à-d., abondance + [TER * abondance * facteur d'intensité]). Quand les calculs se soldaient par une abondance négative pour un taxon en particulier (p. ex., les taxons sensibles ont été éliminées de la communauté), on remplaçait les valeurs négatives par une valeur de 0.

Évaluation des sites d'essai

On a choisi plusieurs emplacements exposés à diverses activités pétrolières et gazières non conventionnelles pour évaluer l'état de santé actuel des écosystèmes aquatiques. Les sites d'essai ont fait l'objet de prévisions pour les groupes de référence pertinents à l'aide des caractéristiques requises de l'habitat du modèle préliminaire, et les communautés de macroinvertégrés benthiques ont été comparées aux communautés de référence respectives. La communauté des invertébrés observés au site d'essai était tracée dans l'espace d'ordination en fonction d'une dissimilarité de Bray-Curtis avec le groupe prévu de communautés des sites d'essai, et trois ellipses de confiance ont été élaborées sur les scores d'ordination des sites de référence afin de produire quatre catégories d'évaluation pour la communauté des sites d'essai. On a attribué aux sites d'essai un degré global de divergence par rapport à l'état attendu (c.-à-d. semblable à la référence, légèrement divergent, divergent et très divergent) en fonction de leur distance par rapport à la référence dans l'espace d'ordination.

TABLEAU C1. *Variables de réaction attendues représentant les possibles effets de l'exploitation de pétrole et de gaz non conventionnelles dans la zone d'exploitation du gaz de schiste de la Colombie-Britannique et les corrélations attendues avec les taxons tolérants et sensibles.*

VARIABLE DE RÉACTION	CORRÉLATION DES TAXONS SENSIBLES À L'EXPLOITATION	CORRÉLATION DES TAXONS TOLÉRANTS À L'EXPLOITATION	CORRÉLATION DES TAXONS INSENSIBLES
Total des solides en suspension	**Négative**	**Positive**	**Aucune**
Turbidité	**Négative**	**Positive**	**Aucune**
% de substrat rocheux	**Positive**	**Négative**	**Aucune**
% de rochers	**Positive**	**Négative**	**Aucune**
% de gravier	**Négative**	**Positive**	**Aucune**
% de sable	**Négative**	**Positive**	**Aucune**
% de limon ou d'argile	**Négative**	**Positive**	**Aucune**
Comblement interstitiel[1]	**Positive**	**Négative**	**Aucune**
Éléments dominants du substrat[2]	**Positive**	**Négative**	**Aucune**

[1] Il est à noter que les données du RCBA sont entrée de manière à ce qu'une valeur faible pour le comblement interstitiel signifie un comblement interstitiel réel élevé; ainsi, la corrélation semble opposée.
[2] Il est à noter que, dans le RCBA, les catégories plus grandes indiquaient des éléments dominants du substrat plus importants; ainsi, la corrélation semble opposée.

C2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

C2.1 DÉTERMINATION DES SITES DE RÉFÉRENCE

Étape 1 – Détermination de la stratification naturelle
On a examiné un total de 961 microbassins ayant une couverture urbaine inférieure à 0,05 % durant les premières étapes de l'exercice. Après l'évaluation intra et inter variation de la géologie des formations superficielles des micro-bassins regroupées en deux à huit groupes (évaluation fondée sur des grappes à K moyennes) à l'aide d'un test du coude et d'une analyse discriminante, on a cerné cinq groupements naturels comme étant la meilleure stratification naturelle des microbassins dans la zone d'étude (figure C2).

Étape 2 – Définition du gradient des facteurs de stress
À la suite des ACP individuelles et combinées des trois types de facteurs de stress différents (installations, puits et réseaux linéaires) pour chaque groupement, on a déterminé que les sites de référence de premier niveau (les meilleurs disponibles) avaient une note de 0 pour la première composante des notes d'ACP combinées où les facteurs de stress minimaux existent. Les sites de référence du deuxième niveau (le deuxième meilleur avec une exposition minimale) auraient un faible score pour la première composante de l'ACP combinée, mais elles auraient une note de 0 pour au moins une des premières composantes des ACP des types de facteurs de stess.

Étape 3 – Pré-échantillonnage – Définition des critères de référence et choix des sites potentiels
Trois des cinq groupements naturels ont une influence humaine ou une activité pétrolière et gazière non conventionnelle limitée. Les exceptions comprennent le groupe 1 (microbassins dominés par une couverture de till) et le groupe 3 (microbassins dominés par des dépôts organiques). On a défini les critères des sites de référence liés à ces facteurs de stress comme étant la valeur maximale des premier et deuxième niveaux des microbassins de référence identifiés à partir des gradients des facteurs de stress pour chaque groupement naturel (tableau C2). Le tableau C3 présente le nombre final de microbassins de chaque groupement naturel que l'on considère comme une référence potentielle.

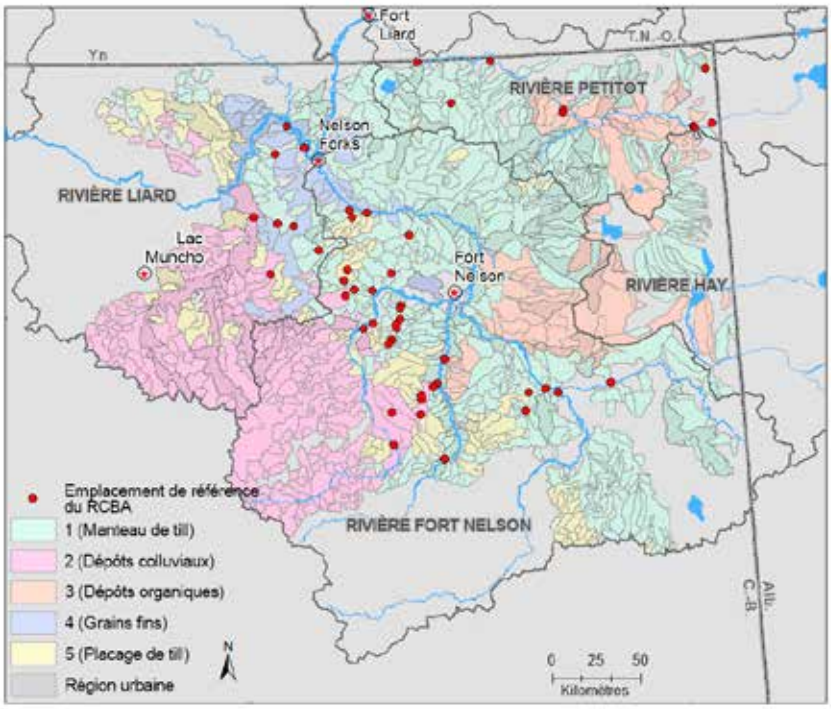


FIGURE C2. *Détermination de cinq groupements naturels de microbassins en fonction de la géologie de surface pour stratifier le choix des emplacements de référence dans la zone d'étude.*

TABLEAU C2. *Critères des sites de référence des cinq groupements naturels, comme le détermine le GAH d'après les valeurs maximales des microbassins des niveaux 1 et 2.*

	GROUPE 1	GROUPE 2	GROUPE 3*	GROUPE 4*	GROUPE 5
Densité des puits actifs, complétés ou dont l'exploitation est suspendue (puits/km²)	**0,006****	**0**	**0**	**0**	**0**
Densité des autres puits (puits/km²)	**0,024**	**0**	**0,03**	**0,0005**	**0,002**
Élimination des déchets (installations/km²)	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
Installations (installations/km²)	**0,002**	**0,0003**	**0**	**0**	**0**
Passages de cours d'eau (nombre/km²)	**0,004**	**0**	**0,015**	**0**	**0**
Changements près du cours d'eau (nombre/km²)	**0,005**	**0**	**0,002**	**0**	**0,0001**
Utilisations de l'eau à court terme (nombre)	**0,011**	**0**	**0**	**0**	**0**
Densité des routes (y compris les routes hivernales) (km/km²)	**0,11**	**0,009**	**0,010**	**0,003**	**0,014**
Secteur du pipeline en %	**0,196 %**	**0 %**	**0 %**	**0 %**	**0 %**

* Les microbassins du niveau 2 n'existent pas.
** La présence de certains puits est acceptée s'il y a plus de 20 km de rivière à partir du site d'échantillonnage ou s'ils sont antérieurs à 2006 (avant les activités de fracturation horizontale dans le bassin de la rivière Horn).

TABLEAU C3. *Nombre de microbassins des cinq groupements naturels déterminés au moyen d'une analyse par grappes des caractéristiques naturelles du paysage, nombre et proportions des emplacements qui répondent aux critères des sites de référence à des fins d'inclusion dans le modèle préliminaire.*

	GROUPE 1	GROUPE 2*	GROUPE 3	GROUPE 4	GROUPE 5
Total	**463**	**236**	**88**	**28**	**147**
Nombre de microbassins répondant aux critères de référence	**126**	**228**	**11**	**15**	**93**
Proportion du groupe désigné en tant que référence	**27 %**	**97 %**	**12.5 %**	**54 %**	**63 %**
Proportion du groupe représenté dans le modèle	**12.74 %**	**4.7 %**	**7.95 %**	**17.86 %**	**28.53 %**

* La grande partie de ce groupe appartient à des écorégions situées à l'extérieur de la zone d'intérêt et des activités pétrolières et gazières.

Étape 4 – Échantillonnage sur place et post-échantillonnage – Sélection et vérification des sites de référence

La méthodologie du RCBA vise les habitats lotiques accessibles à gué. Dans bien des cas, il était trop difficile d'accéder par hélicoptère aux microbassins choisis au hasard ou l'eau était stagnante. On a déplacé les sites ailleurs dans le bassin hydrographique ou vers le prochain microbassin choisi de façon aléatoire. Après l'échantillonnage, on a examiné les données géospatiales de la BCOGC axée sur les activités pétrolières et gazières non conventionnelles datant de la mi-août pour chaque année d'échantillonnage, et on a évalué les zones de drainage en amont du site d'échantillonnage selon les activités relatives aux puits et à l'élimination des déchets (tableau C4) pour confirmer le statut de site de référence.

Après la vérification de site et l'application de tous les critères des facteurs de stress mentionnés précédemment aux sites d'échantillonnage, on a confirmé pour ce modèle d'évaluation biologique un total de 53 sites de référence répartis parmi la plupart des ordres de cours d'eau et des écorégions (tableau C5). Comme on s'y attendait, il était impossible de prélever des échantillons aux sites des cours d'eau d'ordre 1, et la plupart des sites des cours d'eau d'ordre 2 étaient difficiles à trouver. Il demeure des lacunes en matière de données pour les sites de référence des groupements naturels 3 (dépôts organiques) et 4 (fine granulation). Les cours d'eau plus grands (d'ordres 5 et 6) sont difficiles à trouver. On a toutefois prélevé des échantillons à 11 sites de cours d'eau d'ordre 5 et 6 avec des lacunes en matière de données dans tous les groupements naturels. Les sites étaient répartis uniformément dans les écorégions des basses terres de la rivière Hay et du plateau Muskwa, mais il existait certaines lacunes en matière de données pour l'écorégion des hautes-terres du nord de l'Alberta. En conséquence des lacunes en matière de données, on considère que le modèle d'évaluation biologique du présent rapport est préliminaire jusqu'à ce que l'on puisse prélever des échantillons dans plus de sites de référence pour garantir la saisie d'une gamme complète de variations écologiques.

TABLEAU C4. *Description de l'activité liée au stress des sites de référence échantillonnés par rapport aux microbassins identifiés dans la zone d'étude en fonction des variables des données géospatiales de la BCOGC.*

	MAXIMUM DE RÉFÉRENCE	MOYENNE DE RÉFÉRENCE	GAMME DE MICROBASSINS (RÉFÉRENCE + NON-RÉFÉRENCE)
Densité des puits actifs, complétés ou dont l'exploitation est suspendue depuis 2006* ou puits à moins de 20 km de l'emplacement (puits/km^2)	**0**	**0**	**0-247**
Densité des autres puits** (puits/km^2)	**0,08**	**0,006**	**0-0,83**
Élimination des déchets (installations/km^2)	**0**	**0**	**0-0,61**
Installations (installations/km^2)	**0,05**	**0,003**	**0,79**
Passages de cours d'eau (nombre/km^2)	**0,06**	**0,002**	**0-1,70**
Changements près du cours d'eau (nombre/km^2)	**0,02**	**0,002**	**0-1,74**
Utilisations de l'eau à court terme (nombre)	**8**	**0**	**0-27**
Densité des routes (y compris les routes hivernales) (km/km^2)	**0,18**	**0,03**	**0-1,51**
Secteur du pipeline en %	**0,0015 %**	**0,0001 %**	**0-0,196 %**

* Selon le début annoncé de la fracturation horizontale dans le bassin de la rivière Horn (RNCAN, consulté en octobre 2017, www.nrcan.gc.ca/energy/sources/shale-tight-resources/17677).

** Les autres activités relatives aux puits permises pour les critères de sélection de référence en fonction de la classification des puits des données géospatiales de la BCOGCB sont les suivantes : testé, autorisé, tubé, abandonné, foré, indéfini.

TABLEAU C5. *Distribution du nombre d'emplacements de référence échantillonnés parmi les groupements naturels par ordre de cours d'eau (OCE) et écorégion.*

	ÉCORÉGION	GROUPEMENT NATUREL					
		1	2	3	4	5	TOTAL GÉNÉRAL
OCE2	Basses-terres de Hay River	2	1				**3**
	Hautes-terres du nord de l'Alberta	1					
OCE3	Basses-terres de Hay River	3		1			**4**
	Plateau Muskwa	1	3		2	1	**7**
	Hautes-terres du nord de l'Alberta	4		2	1	1	**8**
OCE4	Basses-terres de Hay River	5	1			1	**7**
	Plateau Muskwa	3	2			6	**11**
	Hautes-terres du nord de l'Alberta	1					**1**
OCE5	Basses-terres de Hay River	4				1	**5**
	Plateau Muskwa	1	1				
OCE6	Hautes-terres du nord de l'Alberta			4			
	Total général	**25**	**8**	**7**	**3**	**10**	**53**

On a déterminé qu'il y avait un certain niveau d'activité pétrolière et gazière non conventionnelle sur 33 sites en tout. ECCC a prélevé des échantillons à 26 sites d'essai de 2012 à 2014, et 7 sites d'essai ont fait l'objet d'échantillonnages menés par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique ou Environmental Dynamics de 2010 à 2012. On a prélevé des échantillons à sept sites d'essai sur plusieurs années pour évaluer la variabilité temporelle et la variabilité de l'évaluation (tableau C6). En outre, trois sites de référence ont fait l'objet d'échantillonnages sur plusieurs années pour veiller à l'intégration de la variabilité temporelle dans le modèle d'évaluation biologique (tableau C6).

TABLEAU C6. *Liste des sites échantillonnés plus d'une année pour évaluer la variabilité temporelle (sites de référence) et la variabilité de l'évaluation (sites d'essai).*

NOM DU COURS D'EAU (CODE DU SITE)	STATUT	ANNÉES D'ÉCHANTILLONAGE (ORGANISME)
Cours supérieur de la rivière Petitot (PET08/UPET002)	Référence	2011 (BCMOE); 2012, 2013 (EC)
Ruisseau Stanolind (STND02/Stanolind Cr)	Référence	2012 (EC); 2013 (EDI)
Affluent de la Petitot (TSE06/PET06)	Référence	2012, 2013 (EC)
Rivière Petitot à l'autoroute 77 (PET01)	Essai	2012, 2013, 2014 (EC)
Ruisseau Fortune près de l'embouchure (PET03)	Essai	2012, 2013, 2014 (EC)
Rivière Petitot en aval de la rivière Tsea (PET07)	Essai	2012, 2013, 2014 (EC)
Ruisseau Emile près de l'embouchure (EML01)	Essai	2012, 2013, 2014 (EC)
Ruisseau Thetlaandoa (THET01)	Essai	2012, 2013 (EC)

C2.2 ÉLABORATION DU MODÈLE

Classification des communautés benthiques

Les résultats de l'analyse par grappes ont démontré l'existence d'une structure biologique dans les 53 sites de référence échantillonnés (figure C3). Dans l'ensemble, l'analyse SIMPROF de PRIMER a permis de cerner huit grappes significativement différentes. Trois de ces grappes comptaient un ou deux sites seulement, ils ressemblaient peu aux 49 autres sites et s'apparentaient de façon limitée entre eux; ils ont donc été considérés comme étant des valeurs aberrantes. Parmi les cinq grappes significativement différentes restantes, une seule grappe comprenait le nombre minimal de dix sites garantissant la saisie d'une variation adéquate (Reynoldson et coll., 2001). La petite grappe de six sites à l'extrême droite du dendrogramme a été jointe au groupe suivant le plus similaire pour former le groupe 3 (symbole : triangle), qui compte 29 sites. On a combiné deux petites grappes de cinq et neuf sites, respectivement, pour former le groupe 2 (symbole : losange), qui compte 14 sites. Le groupe 1 est demeuré un petit groupe de six sites (symbole : carré); on ne l'a pas joint au groupe 2 parce qu'il ressemblait peu aux autres sites de référence, ce qui a mis en évidence une lacune dans ce modèle d'évaluation biologique. Il faudrait échantillonner plus de sites de référence pour veiller à saisir une variation adéquate des communautés benthiques semblable à celle du groupe 1.

La similarité moyenne entre les sites d'un même groupe était de 40,77 % pour le groupe 1 (n = 6), de 42,46 % pour le groupe 2 (n = 14) et de 35,53 % pour le groupe 3 (n = 29), où les dissimilarités entre les groupes se distinguent par les proportions différentes des taxons similaires (tableau C7). Le groupe 3 se distinguait des groupes 1 et 2 surtout en raison de l'abondance et de la richesse (figure C4, tableau C8), et les sites du groupe 3 avaient tendance à posséder des abondances totales supérieures (figure C5). Les sites du groupe 1 présentaient les plus grandes proportions de perles et de phryganes, tout en ayant la plus grande diversité et la meilleure uniformité (figure C6). La composition des sites du groupe 2 ressemblait à celle du groupe 3, mais son abondance était beaucoup plus faible (figure C6). Le groupe 2 s'est distingué du groupe 1 par une proportion plus élevée d'éphémères (éphéméroptères, surtout les Baetidae) et une proportion moins élevée de perles (plécoptères) et de phryganes (trichoptères) (figure C5, tableau C8). Le tableau C8 présente certains paramètres sur les communautés, et l'annexe C renferme un tableau détaillé (tableau C2).

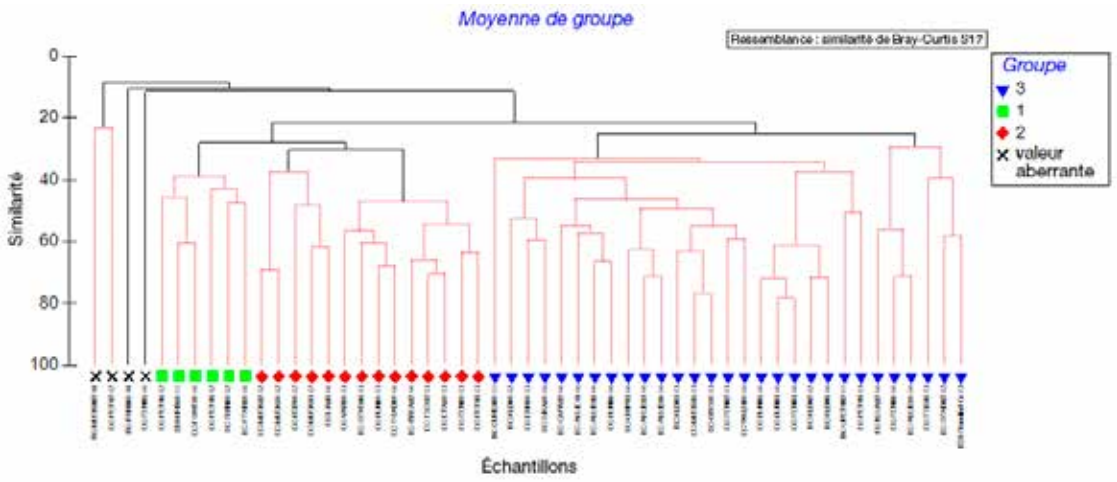


FIGURE C3. *Classification hiérarchique des moyennes de groupe de 53 sites de référence dans PRIMER6 à l'aide de l'association Bray-Curtis. Les emplacements reliés par des lignes rouges n'ont pas pu être différenciés de façon significative par la procédure SIMPROF.*

TABLEAU C7. *Résultats SIMPER des six principales familles qui contribuent aux différences entre les paires de communautés de groupes de référence.*

	GROUPE 1		GROUPE 2	
GROUPE 2	Dissimilarité moyenne = 71,87 %			
	Capniidae	15,27		
	Hydropsychidae	13,26		
	Baetidae	9,21		
	Nemouridae	7,86		
	Chironomidae	6,69		
	Brachycentridae	6,40		
GROUPE 3	Dissimilarité moyenne = 77,95 %		Dissimilarité moyenne = 78,82 %	
	Baetidae	14,13	Heptageniidae	15,44
	Heptageniidae	13,93	Chironomidae	14,75
	Chironomidae	12,17	Baetidae	14,62
	Nemouridae	10,20	Nemouridae	12,02
	Simuliidae	10,05	Simuliidae	11,05
	Capniidae	6,23	Hydropsychidae	5,19

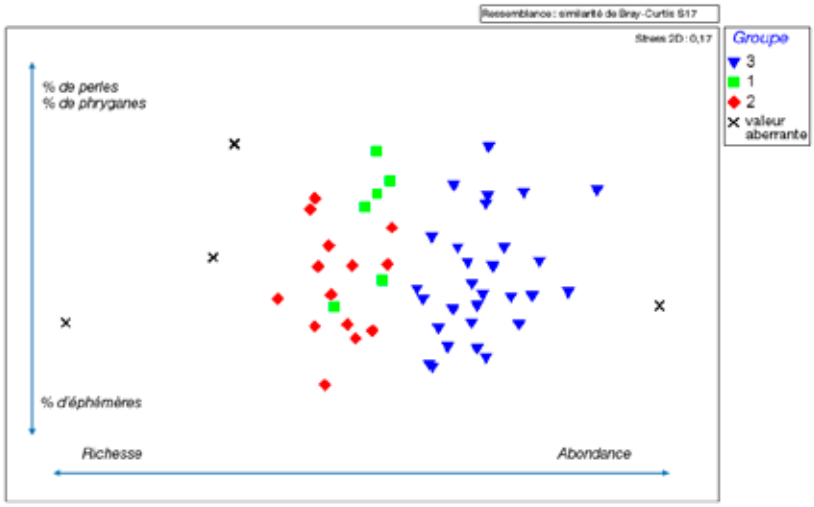


FIGURE C4. *Ordination d'échelle multidimensionnelle des assemblages de 53 emplacements de référence en fonction de la similarité de Bray-Curtis du nombre de familles distinctes avec le groupement et la description biologique connexe.*

TABLEAU C8. *Mesures descriptives des assemblages de communautés pour chacun des groupes de référence.*

COMMUNAUTÉ	GROUPE 1 (N=6)		GROUPE 2 (N=14)		GROUPE 3 (N=29)	
MESURE	MOY. ± ET	(PLAGE)	MOY. ± ET	(PLAGE)	MOY. ± ET	(PLAGE)
Abondance	**823,5 ± 241,3**	**(488-1 167,8)**	**421,3 ± 172,5**	**(200-815,3)**	**2 563,3 ± 1 249,4**	**(1 073,3-5 283,2)**
Richesse	**21,8 ± 2,9**	**(17-25)**	**19,8 ± 5,5**	**(6-29)**	**17,3 ± 3,8**	**(10-28)**
Diversité	**0,85±0,05**	**(0,73-0,88)**	**0,76±0,10**	**(0,45-0,88)**	**0,75±0,10**	**(0,51-0,89)**
Uniformité	**0,75±0,05**	**(0,67-0,81)**	**0,65±0,08**	**(0,45-0,76)**	**0,66±0,10**	**(0,48-0,83)**
% EPT*	**62 ± 15**	**(42-76 %)**	**65 ± 14**	**(42-86 %)**	**63 ± 22**	**(15-93 %)**
% d'éphéméroptères	**9 ± 7**	**(3-21 %)**	**37 ± 21**	**(9-70 %)**	**36 ± 22**	**(0-75 %)**
% de plécoptères	**23 ± 21**	**(5-57 %)**	**21 ± 21**	**(0-66 %)**	**18 ± 19**	**(1-74 %)**
% de trichoptères	**29 ± 12**	**(10-43 %)**	**7 ± 5**	**(2-20 %)**	**10 ± 9**	**(0-31 %)**

*EPT = Éphéméroptères (éphémères), plécoptères (perles), trichoptères (phryganes)

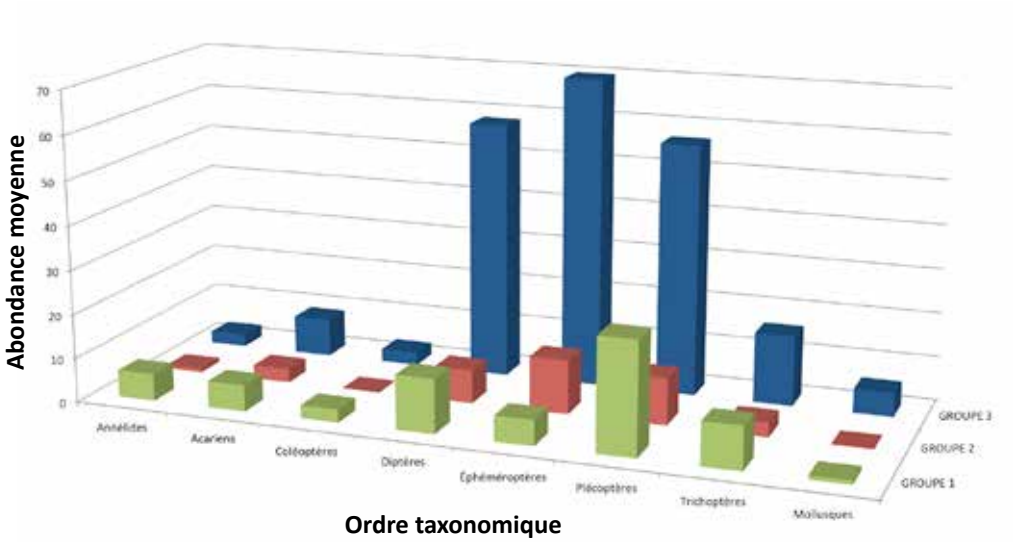


FIGURE C5. *Résumé de l'abondance moyenne des principaux taxons dans chacun des groupes de référence.*

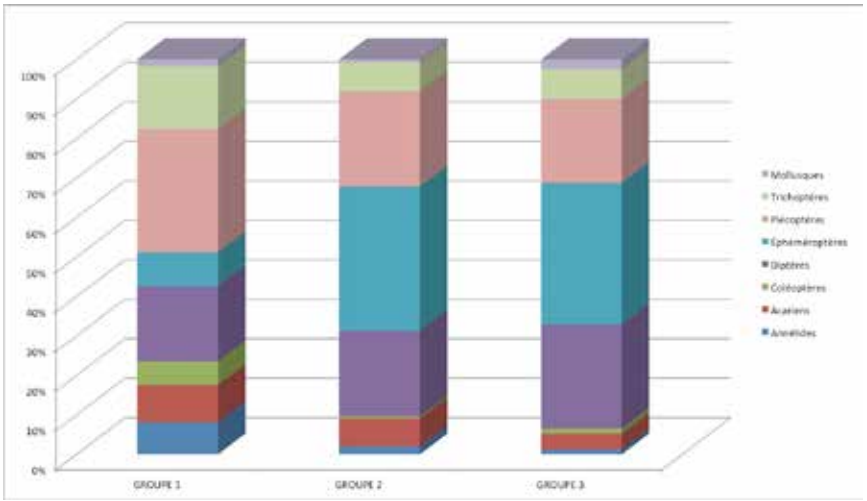


FIGURE C6. *Résumé des principaux taxons au sein de chacun des groupes de référence.*

L'annexe C (tableau C3 de l'annexe) fait la synthèse de caractéristiques environnementales choisies pour chaque groupe de référence (tableau C9) et donne des résultats détaillés. Les sites du groupe 2 avaient tendance à présenter des chenaux profonds, des substrats de grandes dimensions et des vitesses d'écoulement plus rapides. Les sites des groupes 1 et 3 avaient habituellement des chenaux peu profonds et des substrats de petites dimensions. Le groupe 1 se distingue des autres groupes à cause de son bassin hydrographique plus petit, de son climat plus froid et plus sec et de sa topographie moins profonde. En général, les sites du groupe 3 avaient un couvert de till et une géologie de surface moins organique, un bassin hydrographique au relief plus élevé et un climat plus humide avec des températures printanières fraîches. Les groupes de référence n'étaient pas distincts sur le plan géographique (figure C7), et les sites de tous les groupes de référence étaient répartis dans toute la zone d'étude.

TABLEAU C9. *Caractéristiques environnementales choisies des trois groupes de référence; les variables explicatives sont présentées en caractères* ***gras****.*

STATISTIQUES	GROUPE 1 (N=6)		GROUPE 2 (N-14)		GROUPE 3 (N=29)	
	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE
Zone de drainage (km²)	92,1	25,0-8 354,4	156,9	27,3-8 354,4	125,1	16,7-8 354,4
Profondeur du chenal – moyenne (cm)	**8,7**	**5,60-24,00**	**22,75**	**10,00-72,20**	**13,4**	**6,70-38,50**
Vitesse d'écoulement du chenal – moyenne (m/s)	0,36	0,23-0,51	0,45	0,26-0,84	0,5	0,2-0,97
Diamètere du substrat, D50 (cm)	7	0,8-13,3	7,7	1,0-23,55	5,3	1,45-15,95
Précipitations, janvier (mm)	**20,3**	**18-22**	**24,2**	**21-27**	**25**	**19-28**
Température, mai, min. (°C)	**2**	**1,1-2**	**1,45**	**0,3-2**	**1**	**0-2**
Géologie de surface – Organique (%)	**0**	**0-48,59**	**4,2**	**0-100**	**0**	**0-46,55**
Altitude, moyenne (m)	519,5	469,4-619,7	618,5	435,5-990,6	678	467,1-1 238,5
Pente, % max.	**56**	**18-88**	**144,9**	**37,5-194,9**	**131**	**38,3-248,1**

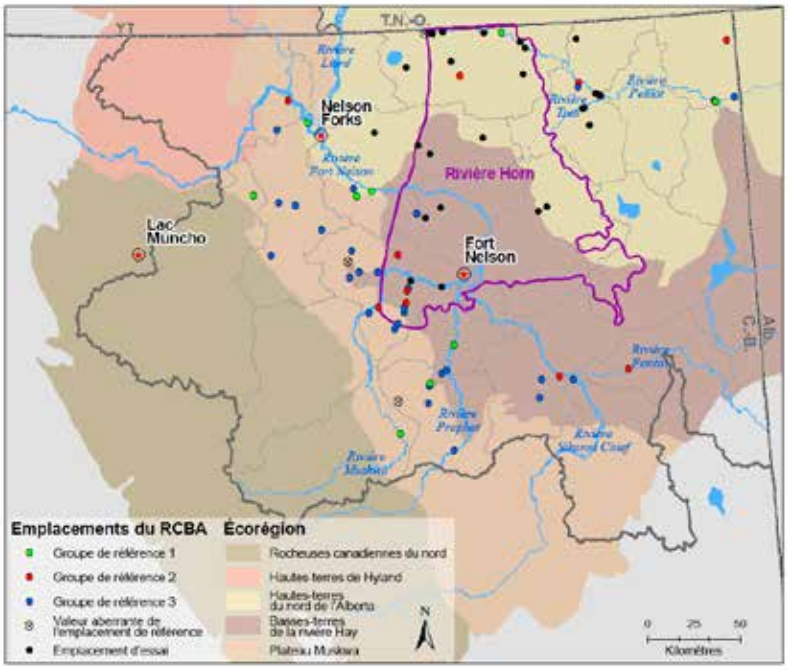


FIGURE C7. *Sites d'échantillonnage du RCBA avec la zone d'étude, les écorégions et les sous-bassins importants. Les sites sont identifiés comme des sites de référence ou d'essais avec le groupe de référence du modèle préliminaire associé. Le bassin de la rivière Horn sous-jacent est identifié par la grande ligne violette, indiquant l'empreinte possible d'activité pétrolière et gazière non conventionnelle.*

Établissement d'une relation de prévision avec les caractéristiques environnementales

Pour prédire la communauté des invertébrés que l'on devrait observer en l'absence de stress environnemental, il faut dégager de la gamme des variables prédictives environnementales celles qui ne sont pas touchées par le facteur de stress faisant l'objet d'une évaluation (Reynoldson et coll., 1995). Récemment, les variables tirées du SIG à l'échelle du paysage se sont avérées de précieux indicateurs des communautés benthiques en plus des renseignements relatifs à l'habitat recueillis sur le terrain (Townsend et coll., 2003; Allan, 2004; Waite et coll., 2010; Armanini et coll., 2012; Ligeiro et coll., 2013). Environ 120 variables environnementales différentes ont été mesurées à chaque site d'échantillonnage ou établies à partir de coordonnées géographiques, comme des mesures des chenaux et des substrats propres à chaque site, la couverture terrestre en amont, la géologie sous-jacente et les moyennes climatiques de 30 ans.

Une analyse de corrélation a réduit la liste de variables prédictives possibles à 51 variables ayant le moins corrélées les unes aux autres (tableau C10). Chaque groupe de variables prédictrices devait être représenté. La gamme de corrélation variait avec chaque groupe de variables; par exemple, les variables climatiques présentaient les plus fortes corrélations. On a donc retenu les variables climatiques ayant le plus petit nombre de corrélations dépassant 0,8, ce qui a fait passer ce groupe de variables de 39 indicateurs possibles à 18 (tableau C10). Pour les autres groupes d'indicateurs, les corrélations étaient moins importantes; on a donc exclu les variables ayant des corrélations supérieures à 0,6. Le tableau C11 présente le dernier ensemble de variables d'habitat. Le taux d'erreur global de la validation croisée de ce modèle préliminaire (27 %) était très bon comparativement à d'autres modèles de l'ACR du RCBA dans l'Ouest canadien (www.ec.gc.ca/rcba-cabin) : le taux de validation croisée du modèle 2013 du Yukon était de 52 %, celui de 2014 du bassin du Fraser était de 49 %, et celui de 2015 des côtes du centre et du nord de la Colombie-Britannique était de 33 %. Ces modèles ont été fondés sur des ensembles de données beaucoup plus importants (300 sites environ) qui couvraient une région géographique plus vaste et qui enregistraient plus de variations environnementales. Le modèle du nord-est de la Colombie-Britannique était préliminaire puisqu'il comptait un nombre de sites inférieur aux recommandations et qu'il comportait des lacunes en matière de données, mais nous estimons que la capacité de prédiction de ce modèle est assez satisfaisante pour la portée de la zone d'étude définie.

TABLEAU C10. *Liste réduite des valeurs prédictives potentielles.*

EMPLACEMENT	CHENAL/ SUBSTRAT	CLIMAT	COUVERTURE TERRESTRE
Latitude	Profondeur, moyenne (cm)	Précip. JANV.	Feuillue, dense
Longitude	Pente du chenal (m/m)	Précip. MARS	Feuillue, clairsemée
Altitude	Vitesse d'écoulement, max. (m/s)	Précip. MAI	Coniférienne, ouverte
	Largeur, pleins bords (m)	Précip. NOV.	Prairie
MORPHOLOGIE	% roches	Précip. DÉC.	Herbes
Zone de drainage	% galets	Temp., MARS min.	Mixte, dense
Densité des cours d'eau	% cailloux	Temp., AVR. max.	Mixte, ouverte
		Temp., AVR. min.	Arbustes, hauts
TOPOGRAPHIE		Temp., MAI max.	Milieu humide, herbes
Altitude, moyenne		Temp., MAI min.	Milieu humide, arbustes
Altitude, min.	GÉOLOGIE DE SURFACE	Temp., JUIN max	Milieu humide, arboré
% pente de 30 % à 50 %	% colluvions	Temp., JUIN min.	
% pente de plus de 60 %	% grains fins	Temp. JUILL. max.	
Pente, % max.	% matières organiques	Temp., JUILL. min.	
	% manteau de till	Temp. AOÛT max.	
	% placage de till	Temp. SEPT. max.	
		Temp., OCT. min.	
		Temp., ANNUELLE min.	

TABLEAU C11. *Variables du modèle préliminaire optimal déterminées pour l'analyse discriminante progressive et itérative.*

VARIABLES EXPLICATIVES	MOYENNE DU GROUPE 1	MOYENNE DU GROUPE 2	MOYENNE DU GROUPE 3	F À RETIRER	TOLÉRANCE
Géologie de surface organique (%)	**15,856**	**14,692**	**4,515**	**4,28**	**0,707**
Pente max. en amont (%)	**51,767**	**127,014**	**126,266**	**4,645**	**0,409**
Profondeur moyenne (cm)	**12,017**	**26,75**	**17,472**	**20,137**	**0,471**
Température min., mai (°C)	**1,85**	**1,436**	**1,2**	**22,006**	**0,158**
Précipitations, janvier (mm)	**20,183**	**24,229**	**24,241**	**18,376**	**0,271**

TABLEAU C12. *Taux de classification de l'analyse discriminante pour le modèle préliminaire optimal.*

RESUBSTITUTION	GROUPE PRÉV. 1	GROUPE PRÉV. 2	GROUPE PRÉV. 3	% CORRECT	% ERREUR
Groupe désigné 1	**5**	0	1	83	17
Groupe désigné 2	0	**14**	0	100	0
Groupe désigné 3	4	2	**23**	79	21
Total	9	16	24	**86**	**14**
VALIDATION CROISÉE	**GROUPE PRÉV. 1**	**GROUPE PRÉV. 2**	**GROUPE PRÉV. 3**	**% CORRECT**	**% ERREUR**
Groupe désigné 1	**5**	0	1	83	17
Groupe désigné 2	0	**11**	3	79	21
Groupe désigné 3	5	4	**20**	69	31
Total	10	15	24	**73**	**27**

C2.3 ÉVALUATION DU MODÈLE

On utilise couramment des données simulées pour analyser les approches d'évaluation, même si les méthodes de simulation des données varient (Bowman et Somers, 2005; Cao et Hawkins, 2005; Mazor et coll., 2006; Downie, 2011; Bailey et coll., 2012; Bailey et coll., 2014). Dans certains cas, on utilise des scores de tolérance à la pollution connus (Hilsenhoff, 1988; Barbour et coll., 1999) pour simuler des communautés sur la base desquelles les taxons devraient augmenter ou diminuer (Downie, 2011; Nichols et coll., 2014; Strachan et Reynoldson, 2014). Ces scores de tolérance à la population génériques se rapportent à la tolérance à l'épuisement d'oxygène et reflètent les conséquences de l'eutrophisation découlant de la pollution organique (Hilsenhoff, 1988). Ils ne tiennent pas compte des effets liés à la sédimentation, à la dégradation de l'habitat ou à la quantité d'eau susceptible d'être être associée aux activités pétrolières et gazières (Hintz et Steffy, 2015). On a mis au point la TER (tolérance à l'exploitation des ressources) spécifiquement pour la sédimentation et le collage des substrats dans le but de refléter la tolérance des taxons aux changements possibles dans le cours d'eau en raison de l'érosion accrue causée par la construction et l'utilisation de corridors de transport et de pipelines. Seize taxons ont été désignés comme étant « sensibles » à l'exploitation des ressources (TER inférieure à -0,65), et 11 taxons ont été définis comme étant « tolérants » à cette même exploitation (TER supérieure à 0,65) (tableau C13).

La figure C8 illustre les résultats des perturbations simulées de l'exploitation des ressources pour trois intensités différentes des assemblages de groupes de référence. Dans l'ensemble, les perturbations simulées avaient un effet plus important sur la richesse que sur l'abondance. L'effet sur l'abondance était plus prononcé pour les communautés du groupe 3 (figure C8a). Dans toutes les communautés, la simulation fait diminuer légèrement l'abondance des organismes sensibles, puis elle la fait augmenter en raison de l'augmentation du nombre des organismes tolérants. La simulation relative à la richesse est semblable pour les trois groupes de référence (figure C8b). Au premier niveau de perturbation, l'abondance moyenne globale des communautés a diminué légèrement, et la richesse totale est demeurée la même. Toutefois, la richesse totale a diminué considérablement entre les premier et deuxième niveaux d'intensité. La réaction à l'abondance a été différente pour chaque groupe de référence; le groupe 1 a obtenu une légère augmentation, le groupe 3 a subi une augmentation évidente, et le groupe 2 a connu une légère diminution. Au plus haut niveau de perturbations simulées, la richesse a continué de diminuer dans tous les groupes de référence, et l'abondance a augmenté pour tous les groupes, mais à des rythmes différents.

TABLEAU C13. *Taxons considérés comme étant « sensibles » et « tolérants » selon la TER et utilisés afin de simuler les perturbations relatives à l'exploitation des ressources pour les communautés de référence.*

TAXONS « SENSIBLES »	TOLÉRANCE	TAXONS « TOLÉRANTS »	TOLÉRANCE
Uenoidae	-0,89	Tubificidae	1,0
Ameletidae	-0,78	Gammaridae	0,89
Apataniidae	-0,78	Corixidae	0,78
Hydryphantidae	-0,78	Hyalellidae	0,78
Lepidostomatidae	-0,78	Muscidae	0,78
Perlidae	-0,78	Pisidiidae	0,78
Piscicolidae	-0,78	Sialidae	0,78
Planariidae	-0,78	Haliplidae	0,67
Rhyacophylidae	-0,78	Perlodidae	0,67
Baetidae	-0,67	Pteronarcyidae	0,67
Ephemerellidae	-0,67	Tipulidae	0,67
Hydrozetidae	-0,67		
Leuctridae	-0,67		
Nemouridae	-0,67		
Oreoleptidae	-0,67		
Torrenticolidae	-0,67		

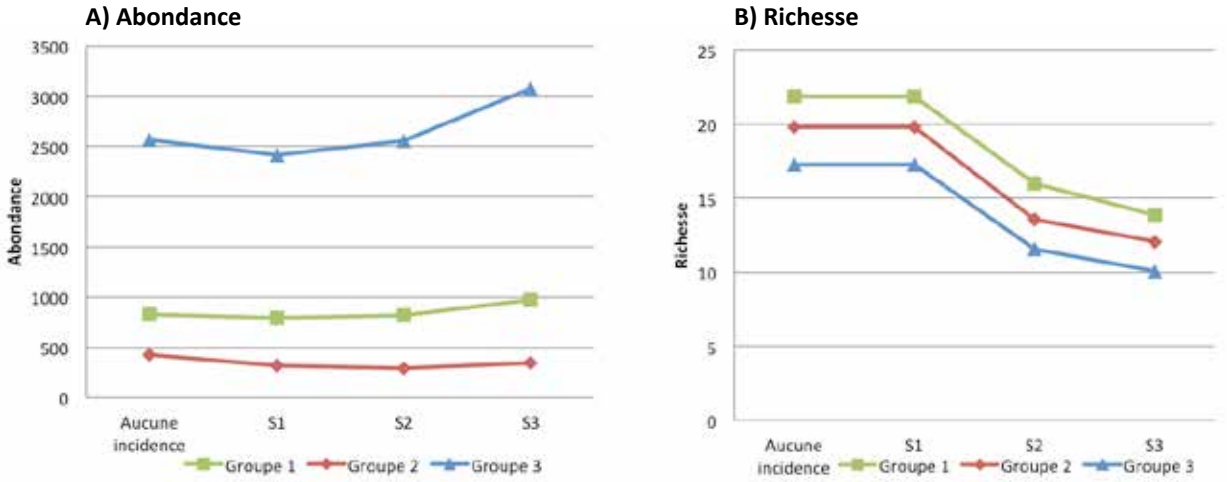


FIGURE C8. *Variation dans l'abondance moyenne (A) et dans la richesse moyenne des famille (B) pour les trois groupes de communautés de référence en réponse aux trois niveaux de perturbation simulée de l'exploitation des ressources (S1, S2, S3).*

Il se peut que les intensités des perturbations simulées ne reflètent pas les conditions réelles; toutefois, l'aspect le plus important de cette évaluation était le fait que les données de référence pouvaient être modifiées de façon prévisible par différents facteurs en fonction des corrélations connues des taxons locaux avec les conditions environnementales. Si le rendement du modèle augmentait avec l'intensité des perturbations simulées, alors le modèle fonctionnait de manière satisfaisante.

On a évalué le rendement du modèle en examinant les taux d'erreur de type 1 et de type 2 associés aux données simulées des trois niveaux d'intensité ainsi que le modèle préféré qui offre un équilibre entre les taux d'erreur de type 1 et de type 2. En général, un faible taux d'erreur de type 1 (détermination erronée du caractère dégradé d'un site de référence) signifie souvent que le taux d'erreur de type 2 (ne détectant pas la dégradation d'un site affecté par une perturbation) sera élevé. La figure C9 illustre les résultats

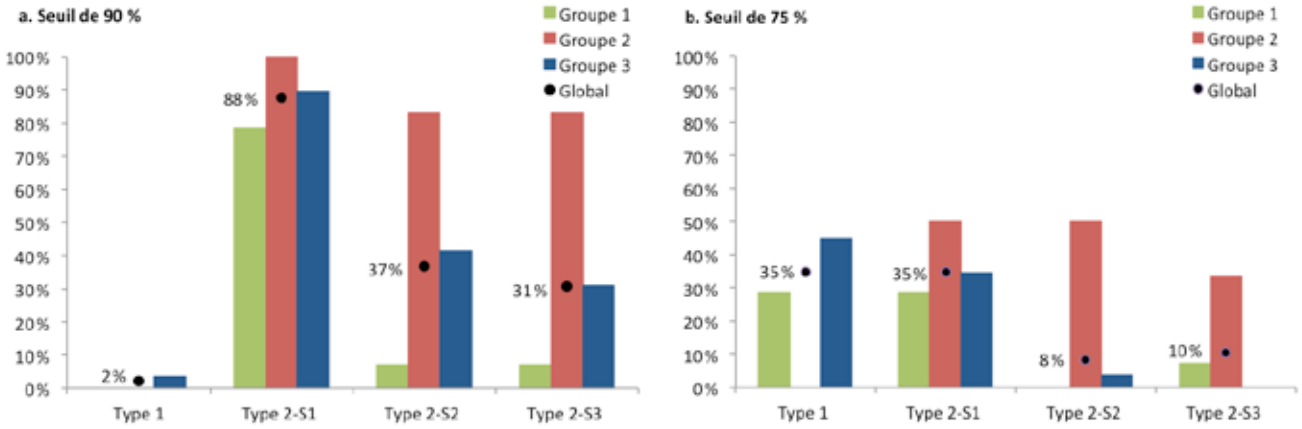


FIGURE C9. *Taux d'erreur des types 1 et 2 pour chacun des groupes de référence et modèle global avec trois niveaux simulés d'intensité (S1, S2 et S3) de perturbation imputable à l'exploitation des ressources à l'aide d'une ellipse de confiance à 90 % (a) et d'une ellipse de confiance à 75 % (b) comme seuils de divergence.*

des perturbations simulées d'exploitation des ressources à trois intensités différentes au moyen de deux seuils de divergence différents pour les 49 sites de référence ayant servi à élaborer le modèle.

Les seuils d'évaluation standard d'une analyse du RCBA utilisent une ellipse de probabilité de 90 % pour le premier seuil en vue de détecter la divergence découlant d'une condition de référence attendue. À un seuil de 90 %, le taux d'erreur global de type 1 était très faible, et le type d'erreur global de type 2 était très élevé (figure C9a). Avec un seuil de 75 % pour les perturbations simulées créées par l'exploitation des ressources, les taux d'erreur de type 2 ont diminué de 88 % à 35 % pour S1 et de 31 % à 10 % pour S3 (figure C9b), et ils étaient plus équilibrés pour l'erreur de type 1.

Dans l'intérêt de la protection de l'environnement et de l'atteinte d'un équilibre entre les erreurs des types 1 et 2, on recommande d'utiliser un seuil de 75 % en tant que première indication de divergence par rapport à la condition attendue pour ce modèle d'évaluation biologique préliminaire. On recommande également de revoir les ellipses standard du RCBA à 75 %, à 90 % et à 95 % pour distinguer les niveaux de divergence avec ce modèle préliminaire (figure C10). Ce modèle était fondé sur des données provenant de 49 sites de référence avec deux petits groupes de six et quatorze sites. Il est donc probable, à mesure que d'autres données de référence deviennent disponibles pour mieux décrire la variation naturelle du nord-est de la Colombie-Britannique, que les ellipses standard du RCBA (90 %, 99 %, 99,9 %) puissent être utilisées dans les révisions de ce modèle pour décrire l'ampleur de l'écart par rapport à la condition de référence.

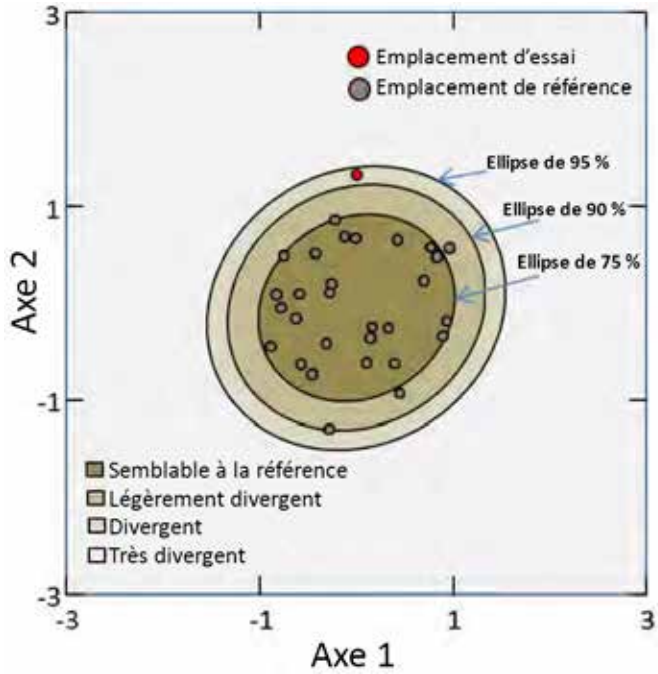


FIGURE C10. Ellipses d'évaluation du RCBA proposées pour le modèle préliminaire.

C2.4 ÉVALUATION DES SITES D'ESSAI

Il existe une différence importante et notable entre la surveillance biologique et la surveillance physico-chimique : la surveillance physico-chimique offre une mesure quantitative de variables précises au moment de l'échantillonnage, alors que la surveillance biologique donne une mesure des effets cumulatifs à l'intérieur du bassin hydrographique pendant la durée de vie du biote aquatique. La biosurveillance peut signaler de façon précoce les effets manqués ou non mesurés sur la qualité de l'eau au fil du temps. Elle peut également signaler les perturbations qui ne peuvent pas être mesurées à l'aide de la surveillance physico-chimique, comme la dégradation de l'habitat. Ensemble, la biosurveillance et la surveillance physico-chimique améliorent notre compréhension de la santé des écosystèmes.

Les deux tiers des sites d'essai analysés (22/33) avaient dépassé le seuil des 90 %, laissant ainsi entendre que les communautés benthiques des régions exposées à des activités pétrolières et gazières non conventionnelles étaient différentes des communautés de référence (tableau C14). À titre de comparaison, le présent rapport contient les résultats d'évaluation du degré d'écart par rapport à la référence pour les seuils standard du RCBA (90 %, 99 %, 99,9 %) et les seuils proposés pour ce modèle (75 %, 90 %, 95 %).

On a examiné les corrélations entre les résultats d'évaluation basés sur les ellipses proposées (figure C10) et les renseignements géospatiaux des facteurs de stress spécifiques à chaque année pour des types de puits (c.-à-d. actif, suspendu, tubé, abandonné, etc.), des renseignements sur les installations et l'élimination des déchets, des routes, des pipelines, des passages de cours d'eau, des changements près d'un cours d'eau et des permis d'utilisation des eaux. Le degré de divergence des communautés benthiques du nord-est de la Colombie-Britannique n'a pas été corrélé avec aucun facteur de stress disponible dans les couches de données géospatiales de la BCOGC. Une étude de référence semblable sur le schiste Marcellus du bassin de la rivière Susquehanna (PA) n'a révélé aucune corrélation entre les indicateurs de l'intégrité des macroinvertébrés et la densité des puits ou le nombre de puits près du site d'échantillonnage (Hintz et Steffy, 2015). Une autre étude a toutefois observé des corrélations positives entre les taxons des éphéméroptères, des plécoptères et des trichoptères (EPT) et la longueur de la trajectoire d'écoulement inverse (TECC) et la densité des puits dans les bassins récepteurs des cours d'eau dans le schiste de Fayetteville, AR (Johnson et coll., 2015b).

On a comparé les variables de la qualité de l'eau des sites d'essai à ceux de la gamme prévue des sites de référence (c.-à-d. gamme des concentrations attendues de la qualité de l'eau des conditions de référence). En général, les variables mesurées à la plupart des sites d'essai se situaient dans le 99e percentile. À trois sites, les concentrations de Ba se situaient à l'extérieure de la plage de celles observées dans le groupe de référence prévu. Le Ba peut être un indicateur d'exploitation des ressources ou d'activités pétrolières et gazières non conventionnelles, mais les concentrations mesurées étaient relativement faibles (53 µg/L à 58 µg/L) et elles n'ont pas été corrélées avec le degré de divergence des communautés benthiques de la condition de référence.

Malgré un manque de corrélation avec les variables géospatiales des facteurs de stress géospatiaux, les communautés de référence étaient différentes de ce qui était prévu, laissant ainsi entendre que quelque chose avait un effet sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. La région à l'étude dans le nord-est de la Colombie-Britannique est éloignée et connaît peu d'activités pétrolières et gazières non conventionnelles comparativement aux activités qui se déroulent ailleurs en Amérique du Nord (section 1, tableau 1). Dans les bassins autour du schiste de Fayetteville (AR), on a rapporté que les communautés benthiques reflétaient un gradient de perturbation d'activité pétrolière et gazière non conventionnelle (Johnson et coll., 2015a). L'étude décrite ici a révélé que plus de 60 % des sites d'essai exposés à l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle dans le nord-est de la Colombie-Britannique pouvaient être considérés comme étant dégradés (c.-à-d. hors du seuil de 90 %). Ce constat contredit les résultats présentés par Hintz et Steffy (2015) selon lesquels 6 % seulement des sites exposés s'étaient dégradés dans la zone d'exploitation des bassins de la rivière Susquehanna (Pennsylvania). L'état initial de l'écosystème aquatique de ces trois études dans différentes zones d'exploitation et l'intensité des activités pétrolières et gazières non conventionnelles dans chacune de ces zones peuvent jouer un rôle dans le caractère contradictoire des réponses.

Des sites d'essai du nord-est de la Colombie-Britannique ayant fait l'objet d'un échantillonnage sur plusieurs années dans le but d'analyser l'effet de la variation temporelle ont été inclus dans des groupes différents en raison des variations hydrologiques annuelles. On peut faire les observations suivantes en utilisant la rivière Hay en tant qu'indicateur de l'hydrologie régionale (figure C11) : en 2012, on a observé le plus petit débit printanier depuis 2004 ainsi que le plus petit débit moyen du mois d'août depuis 2004; et, en 2013, on a observé le plus haut débit printanier depuis 2009, même si le débit moyen d'août était typique en 2013 et en 2014.

TABLEAU C14. *Sites d'essai avec les résultats de prévision du modèle (groupe prédit et probabilité d'appartenance au groupe) et les résultats d'évaluation de l'ordination utilisant les seuils standard du RCBA et les seuils d'évaluation proposés pour ce modèle préliminaire (bande 1 = semblable à la référence, bande 2 = légèrement divergeant, bande 3 = divergeant, bande 4 = très divergeant).*

	PRÉVISIONS DU MODÈLE				RÉSULTATS DE LA BANDE D'ÉVALUATION		
EMPLACEMENT	GR. PRÉVU	PROB. 1	PROB. 2	PROB. 3	STRESS D'ORDINATION	SEUILS STANDARD	SEUILS PROPOSÉS
FNR001-10	2	0 %	100 %	0 %	0,159 4	2	4
LFRT002-11	2	0 %	76 %	24 %	0,135 9	2	4
LFRT003-11	2	1 %	77 %	22 %	0,159 9	2	4
LFRT005-11	1	59 %	0 %	40 %	0,113 2	1	2
LPET004-11	2	0 %	100 %	0 %	0,153 3	2	4
MUSK001-10	2	0 %	100 %	0 %	0,148 8	2	4
CAP02-13	2	0 %	92 %	8 %	0,150 2	2	3
CVR01-12	1	100 %	0 %	0 %	0,120 2	2	3
CVR02-14	1	99 %	0 %	1 %	0,118 3	2	3
DIL01-12	1	84 %	0 %	16 %	0,111 7	1	2
EML01-12	3	17 %	8 %	75 %	0,191 1	1	2
EML01-13	2	2 %	55 %	43 %	0,146	1	1
EML01-14	2	0 %	81 %	18 %	0,154 1	2	4
EML02-12	3	29 %	3 %	68 %	0,189 5	2	3
HOS01-13	1	96 %	0 %	4 %	0,109 2	1	2
MUSK04-12	2	1 %	85 %	14 %	0,140 7	2	3
PET01-12	2	0 %	95 %	5 %	0,132 1	2	4
PET01-13	1	86 %	0 %	14 %	0,113	1	2
PET01-14	3	12 %	20 %	69 %	0,188 8	1	2
PET03-12	3	38 %	11 %	52 %	0,191 7	2	3
PET03-13	2	1 %	89 %	10 %	0,153 5	2	4
PET03-14	3	30 %	16 %	54 %	0,192 3	1	2
PET04-12	1	70 %	0 %	30 %	0,111 4	1	2
PET05-12	1	90 %	0 %	10 %	0,104 7	2	3
PET07-12	3	49 %	1 %	50 %	0,196 4	2	3
PET07-13	2	0 %	86 %	13 %	0,149 9	2	4
PET07-14	3	11 %	16 %	74 %	0,190 2	2	3
STND01-12	3	5 %	37 %	57 %	0,191 4	2	3
THET01-12	1	98 %	0 %	2 %	0,125 2	2	4
THET01-13	3	18 %	35 %	48 %	0,187 5	1	1
TSEA001-12	1	82 %	0 %	18 %	0,095 5	1	1
TSEA002-12	1	99 %	0 %	1 %	0,121 9	2	3
Stanolind-12	2	3 %	50 %	47 %	0,135 5	2	4

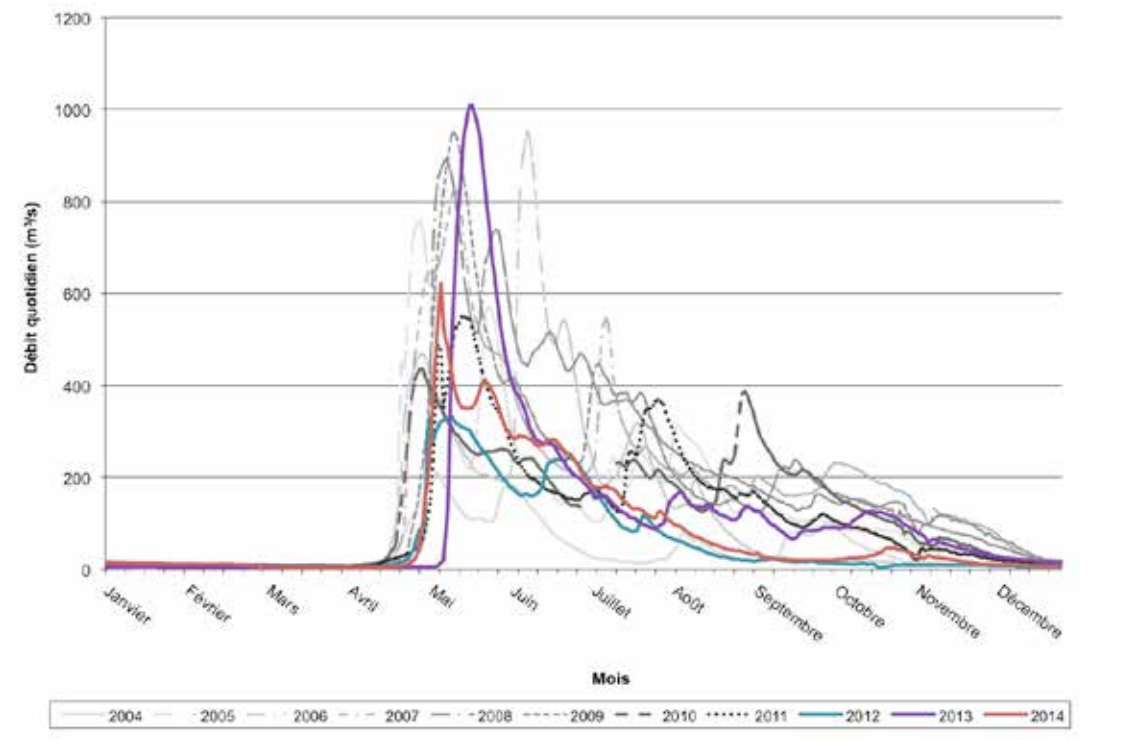


FIGURE C11. *Hydrogramme représentatif de la rivière Hay (station WSC 07OB001) pour une période de dix ans illustrant les fluctuations de l'hydrologie dans les années précédant cette étude et au cours de la période d'étude.*

TABLEAU C15. *Variables prédictives des sites d'essai échantillonnés pendant de nombreuses années et les résultats sur le groupe prédit utilisé pour l'évaluation.*

EMPLACEMENT	ANNÉE	GR. PRÉVU	PROF. MOY. (TERRAIN)	CLIMAT – PRÉCIP. JANV.	CLIMAT – TEMP. MAI MIN.	% GÉOLOGIE DE SURFACE ORGANIQUE	TOPOGRAPHIE – PENTE, % MAX.
EML01	2012	3	8,5	22,3	2	0,00	65
EML01	2013	2	18,1	22,3	2	0,00	65
EML01	2014	2	23	22,3	2	0,00	65
PET01	2012	2	55,8	20,8	1,5	0,00	83
PET01	2013	1	19,2	20,8	1,5	0,00	83
PET01	2014	3	39,5	20,8	1,5	0,00	83
PET03	2012	3	8,7	21,8	2	13,29	74,2
PET03	2013	2	23,2	21,8	2	13,29	74,2
PET03	2014	3	10,2	21,8	2	13,29	74,2
PET07	2012	3	35	20,7	1,4	0,00	65
PET07	2013	2	59	20,7	1,4	0,00	65
PET07	2014	3	45,7	20,7	1,4	0,00	65
THET01	2012	1	19,2	19,3	1,8	0,00	41,2
THET01	2013	3	45,7	19,3	1,8	0,00	41,2

Non seulement ces fluctuations extrêmes de l'hydrologie représentent un stress environnemental important pour le biote aquatique, mais les changements hydrologiques d'une année à l'autre ont touché les endroits où l'on pouvait accéder aux sites revisités par hélicoptère et où l'on avait prélevé des échantillons. On a prélevé des échantillons au même endroit globalement de la rivière Petitot et à la même période de l'année, entre 2012 et 2014, mais l'emplacement dans la rivière était différent en raison des conditions d'écoulement. La méthodologie RCBA exige que les échantillons de macroinvertébrés soient prélevés dans l'habitat d'un seuil ou d'un tronçon droit. Quand le niveau de l'eau est bas, on effectue habituellement les prélèvements vers le milieu de la rivière, loin des zones littorales stagnantes; quand le niveau de l'eau est élevé, on limite l'échantillonnage aux zones littorales accessibles à gué. La composition attendue de la communauté variera selon les différentes conditions d'écoulement, et on notera un changement correspondant dans les prévisions du modèle et les données de référence auxquelles la communauté est comparée. La profondeur moyenne était la seule variable prédictive mesurée sur le terrain du modèle qui tenait compte de la variabilité annuelle du débit, alors que les autres variables prédictives du paysage sont demeurées les mêmes (tableau C15).

La profondeur du chenal peut être une source de perturbation causées par les prélèvements d'eau pour les activités de fractionnement hydraulique, mais les prélèvements signalés en tant que pourcentage du ruissellement annuel moyen dans le bassin de la rivière Horn en 2014 et en 2014 étaient inférieurs à 0,04 %, sauf pour le bassin de la rivière Tsea où ils ont atteint 0,24 % en 2014 (BCOGC, 2013b, 2014, 2015d). En 2012, la BCOGC a suspendu les prélèvements d'eau en août jusqu'à novembre en raison des conditions de sécheresse (BCOGC, 2013b). Les variables climatiques du paysage incluses dans le modèle prédictif ne reflétaient pas avec précision des conditions hydrologiques extrêmes observées au cours des trois années de l'étude. Les conditions d'écoulement de l'eau ont un effet important sur la communauté des macroinvertébrés benthiques, et il fallait une variable représentative pour faire correspondre une communauté de référence dans des conditions normales par rapport aux conditions de sécheresse, on a donc inclus la profondeur du chenal en tant que variable prédictive. Parmi les sites d'essai à l'étude, l'influence possible de l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle sur la profondeur du chenal risquait d'être préoccupante à un site du bassin hydrographique de la rivière Tsea, ce qui a causé une surestimation de la condition de la communauté.

La BCOGC a signalé de très faibles prélèvements d'eau dans le bassin de la rivière Horn en 2015 même s'il n'y a pas eu d'échantillonnage durant cette année (BCOGC, 2016). Si cela continue, l'utilisation de la profondeur en tant que variable prédictive ne devrait pas être préoccupante. Il faudrait toutefois explorer d'autres indicateurs mesurés sur le terrain qui ne subissent pas l'effet des prélèvements d'eau afin de remplacer les mesures de la profondeur de l'eau dans ce modèle préliminaire. Il faudrait approfondir l'analyse des fluctuations hydrologiques liées au climat comparativement à celles liées à l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle en continuant de soumettre à une biosurveillance un sous-ensemble de sites d'essai et une proportion des sites de référence. D'autres études ont fait état de difficultés lors de la séparation des effets de l'hydrologie sur les macroinvertébrés et des effets de l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle (Hintz et Steffy, 2015; Johnson et coll., 2015b), renforçant ainsi l'importance d'une surveillance biologique et hydrologique régulière. En outre, d'autres composantes de cette étude se rapportant à la qualité de l'eau n'ont pas détecté d'effets considérables de l'activité pétrolière et gazière non conventionnelle.

C3. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

- Les renseignements de base et le modèle préliminaire seront disponibles sur le site Web du RCBA pour une évaluation future de la santé des écosystèmes aquatiques du nord-est de la Colombie-Britannique. La formation du RCBA est offerte à toutes les personnes qui souhaitent utiliser le modèle ou les données de référence partagées.
- Près des deux tiers de tous les sites exposés à des activités pétrolières et gazières non conventionnelles étaient hors du seuil de 90 %, ce qui laisse entendre que la communauté biologique est différente de ce qui était prévu. Par contre, les différences n'étaient pas corrélés aux variables BCOGC géospatiales représentant les facteurs de stress. De plus, la plupart des variables de la qualité de l'eau, à la plupart des sites d'essais, se situaient dans les limites de celles mesurées aux sites de référence. Des évaluations supplémentaires sont requises afin de déterminer la cause des divergences mais il est possible que les fluctuations hydrologiques liées au climat aient pu avoir un effet confondant sur les écosystèmes des cours d'eau pendant la courte durée de l'étude.
- Contrairement aux autres régions ayant des activités pétrolières et gazières non conventionnelles en Amérique du Nord, le nord-est de la Colombie-Britannique est éloigné, et le niveau des autres perturbations d'origine humaine est encore relativement bas. Par conséquent, cette étude offre des données de base sur les conditions de la santé des écosystèmes aquatiques. Une surveillance continue fournira des renseignements sur les effets des activités pétrolières et gazières non conventionnelles.
- Une surveillance temporelle s'avère cruciale à long terme pour mieux comprendre les effets de la variabilité interannuelle des conditions hydrologiques par rapport aux influences de nature pétrolière et gazière.
- Les renseignements de base contribueront à améliorer la compréhension de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes régionaux dans les bassins des rivières Petitot, Fort Nelson et Hay. Les connaissances générées dans le cadre de ce projet orienteront la conception d'une surveillance étendue dans la région et dans d'autres zones de gaz de schistes, en plus d'appuyer les décisions en matière de gestion des ressources.

RÉFÉRENCES

Abualfaraj, N., P. L. Gurian, and M. S. Olson. 2014. Characterization of Marcellus Shale flowback water. Environmental Engineering Science **31**:514-524.

Adams, C., E. Janicki, and A. Balogun. 2016. Summary of shale gas activity in Northeast British Columbia 2014. Pages 1–39. British Columbia Ministry of Natural Gas Development, Tenure and Geoscience Branch. Oil and Gas Reports 2016. Government of British Columbia, Victoria, British Columbia.

Akob, D. M., A. C. Mumford, W. Orem, M. A. Engle, G. J. Klinges, D. B. Kent, and I. M. Cozzarelli. 2016. Wastewater Disposal from Unconventional Oil and Gas Development Degrades Stream Quality at a West Virginia Injection Facility. Environmental Science & Technology **50**:5517-5525.

Alberta Environment. 2006. Aquatic Ecosystems Field Sampling Protocol. W0605, Alberta Environment, Edmonton Alberta.

Alberta Environment. 2014. Environmental Quality Guidelines for Alberta Surface Waters. Water Policy Branch, Policy Division. Edmonton. 48 pp

Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **35**:257-284.

Alvarez, D. A. 2010. Guidelines for the use of the semipermeable membrane device (SPMD) and the polar organic chemical integrative sampler (POCIS) in environmental monitoring studies. U.S. Geological Survey, Techniques and Methods 1 - D4. 28p.

Aquatics Informatics Inc. 2013. Aquarius version 3.1. Vancouver, BC. Vancouver, BC.

Armanini, D. G., W. A. Monk, L. Carter, D. Cote, and D. J. Baird. 2012. Towards generalised reference condition models for environmental assessment: a case study on rivers in Atlantic Canada. Environmental Monitoring and Assessment **2012**:1-13.

Bailey, R. C., S. Linke, and A. G. Yates. 2014. Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach: Comparing established and new methods with common data sets. Freshwater Science **33**:1204-1211.

Bailey, R. C., R. H. Norris, and T. B. Reynoldson. 2004. Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach. Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts.

Bailey, R. C., G. Scrimgeour, D. Cote, D. Kehler, S. Linke, and Y. Cao. 2012. Bioassessment of stream ecosystems enduring a decade of simulated degradation: lessons for the real world. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**:784-796.

Barbot, E., N. S. Vidic, K. B. Gregory, and R. D. Vidic. 2013. Spatial and temporal correlation of water quality parameters of produced waters from Devonian-Age shale following hydraulic fracturing. Environmental Science & Technology **47**:2562-2569.

Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, and J. B. Stribling. 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.

BCMEM-NEB. 2011. Ultimate potential for unconventional natural gas in northeastern British Columbia's Horn River Basin. British Columbia Ministry of Energy and Mines and National Energy Board.

BCMEM. 2011. Increased transparency for natural gas sector. Government of British Columbia.

BCOGC. 2010. Horn River Basin status report for 2009/10. British Columbia Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria.

BCOGC. 2011. Hydraulic fracturing and disposal of fluids. BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria.

BCOGC. 2012. Fracfocus: What chemicals are used. BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

BCOGC. 2013a. Oil and Gas Land Use in Northeast British Columbia BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

BCOGC. 2013b. Water Use in Oil and Gas Activities 2012 Annual Report. BC Oil and Gas Commission, Victoria, BC.

BCOGC. 2014. 2013 Annual Report on Water Use for Oil and Gas Activity. BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

BCOGC. 2015a. British Columbia Oil and Gas Handbook. Drilling Waste Management. BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

BCOGC. 2015b. Management of saline fluids for hydraulic fracturing guideline, May 2015 BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

BCOGC. 2015c. Water Service Wells Summary Information. BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

BCOGC. 2015d. Water use for oil and gas activity, 2014 Annual report. Page 19. BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

BCOGC. 2016. Water management for oil and gas activity 2015 annual report. Page 33. BC Oil and Gas Commission. Government of British Columbia, Victoria, BC.

Boehm, P. D. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) Pages 313-337 in R. D. Morrison and B. L.

Murphy, editors. Environmental Forensics: Contaminant Specific Guide. Academic Press.

Bowen, Z. H., G. P. Oelsner, B. S. Cade, T. J. Gallegos, A. M. Farag, D. N. Mott, C. J. Potter, P. J. Cinotto, M. L. Clark, W. M. Kappel, T. M. Kresse, C. P. Melcher, S. S. Paschke, D. D. Susong, and B. A. Varela. 2015. Assessment of surface water chloride and conductivity trends in areas of unconventional oil and gas development—Why existing national data sets cannot tell us what we would like to know. Water Resources Research **51**:704-715.

Bowman, M. F., and K. M. Somers. 2005. Considerations when using the reference condition approach for bioassessment of freshwater ecosystems. Water Quality Research Journal of Canada **40**:347360.

Brantley, S. L., D. Yoxtheimer, S. Arjmand, P. Grieve, R. Vidic, J. Pollak, G. T. Llewellyn, J. Abad, and C. Simon. 2014. Water resource impacts during unconventional shale gas development: the Pennsylvania experience. International Journal of Coal Geology **126**:140-156.

Brown, L. D., and A. C. Ulrich. 2015. Oil sands naphthenic acids: A review of properties, measurement, and treatment. Chemosphere **127**:276-290.

Brunswick, P., L. M. Hewitt, R. A. Frank, G. van Aggelen, M. Kim, and D. Shang. 2016. Specificity of high resolution analysis of naphthenic acids in aqueous environmental matrices. Analytical Methods **8**:6764-6773.

Brunswick, P., D. Shang, G. van Aggelen, R. Hindle, L. M. Hewitt, R. A. Frank, M. Haberl, and M. Kim. 2015. Trace analysis of total naphthenic acids in aqueous environmental matrices by liquid chromatography/mass spectrometry-quadrupole time of flight mass spectrometry direct injection. Journal of Chromatography A **1405**:49-71.

CAC. 2014. *Incidences environnementales liées à l'extraction du gaz de schiste au Canada*. Comité d'experts chargé de l'évaluation Harnacher la science et la technologie pour comprendre les incidences environnementales liées à l'extraction du gaz de schiste. Page 305. Conseil des académies canadiennes, Ottawa (Ont.).

Cao, Y., and C. P. Hawkins. 2005. Simulating biological impairment to evaluate the accuracy of ecological indicators. Journal of Applied Ecology **42**:954-965.

CCME. 2004. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Man.).

CCME. 2011. *Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada*. PN1462, Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Chapman, D., and V. Kimstach. 1996. Selection of Water Quality Variables.in D. Chapman, editor. Water Quality Assessments - A Guide to the use of Biota, Sediment and Water in Environmental Monitoring. Taylor and Francis, New York.

Chapman, E. C., R. C. Capo, B. W. Stewart, C. S. Kirby, R.W. Hammack, K. T. Schroeder, and H. M. Edenborn. 2012. Geochemical and strontium isotope characterization of produced waters from Marcellus Shale natural gas extraction. Environmental Science & Technology **46**:3545-3553.

Clemente, J. S., and P. M. Fedorak. 2005. A review of the occurrence, analyses, toxicity, and biodegradation of naphthenic acids. Chemosphere **60**:585-600.

CSUG. 2011. Understanding water and unconventional resources. Canadian Society for Unconventional Gas.

Demarchi, D. A. 2011. The British Columbia ecoregion classification. 3rd ed. Part II: Ecoregion unit descriptions. Ecosystem Information Section, Knowledge Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, BC.

Downie, A. J. 2011. Using Impact Simluations to Evaluate the Power of Skeena Reference Condition Approach Stream Bioassessments. Royal Roads University, Victoria, BC.

Drollette, B. D., K. Hoelzer, N. R. Warner, T. H. Darrah, O. Karatum, M. P. O'Connor, R. K. Nelson, L. A. Fernandez, C. M. Reddy, A. Vengosh, R. B. Jackson, M. Elsner, and D. L. Plata. 2015. Elevated levels of diesel range organic compounds in groundwater near Marcellus gas operations are derived from surface activities. Proceedings of the National Academy of Sciences **112**:1318413189.

Entrekin, S., M. Evans-White, B. Johnson, and E. Hagenbuch. 2011. Rapid expansion of natural gas development poses a threat to surface waters. Frontiers in Ecology and the Environment **9**:503511.

Environnement Canada. 2012. *Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique - manuel de terrain, cours d'eau accessibles à gué*, En84-87/2012-fra.pdf, Environnement Canada, Dartmouth (N. É.).

Environnement Canada. 2014a. *Méthodes de laboratoire : traitement, taxonomie, et contrôle de la qualité des échantillons de macro-invertébrés benthiques*. Réseau canadien de biosurveillance aquatique. En84-86/2014F-PDF, Environnement Canada, Dartmouth (N.-É.).

Environment Canada. 2014b. Data Validation Protocol. Environment and Climate Change Canada, British Columbia Ministry of Environment, Vancouver, BC.

Faria, D. A. 2002. *Aperçu hydrologique dans la région du Deh Cho – T. N.-O.* Pages 1-42. Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife (T. N.-O.).

Ferguson, G. 2015. Deep injection of waste water in the Western Canada Sedimentary Basin. Groundwater **53**:187-194.

Ferrar, K. J., D. R. Michanowicz, C. L. Christen, N. Mulcahy, S. L. Malone, and R. K. Sharma. 2013. Assessment of effluent contaminants from three facilities discharging Marcellus Shale wastewater to surface waters in Pennsylvania. Environmental Science & Technology **47**:3472-3481.

Gabos, S., M. G. Ikonomou, D. Schopflocher, B. R. Fowler, J. White, E. Prepas, D. Prince, and C. W. 2001. Characteristics of PAHs, PCDD/Fs and PCBs in sediment following forest fires in northern Alberta. Chemosphere **43**:709-719.

Geoscience BC. 2011. Request for proposal: Horn River Basin surface water monitoring study. Geoscience BC.

Good, K. D., and J. M. VanBriesen. 2016. Current and Potential Future Bromide Loads from Coal-Fired Power Plants in the Allegheny River Basin and Their Effects on Downstream Concentrations. Environmental Science & Technology **50**:9078-9088.

Gouvernement du Canada. 1985. Canada-British Columbia Water Qualify Monitoring Agreement. Protocole d'entente entre le gouvernement du Canada et le gouvernement de la Colombie-Britannique, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Victoria (C. B.), Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

Haluszczak, L. O., A. W. Rose, and L. R. Kump. 2013. Geochemical evaluation of flowback brine from Marcellus gas wells in Pennsylvania, USA. Applied Geochemistry **28**:55-61.

Hayes, T., and B. F. Severin. 2012. Barnett and Appalachian Shale Water Management and Reuse Technologies. 08122-05.FINAL.2, Research Partnership to Secure Energy for America, Des Plaines, IL.

Headley, J. V., and D. W. McMartin. 2004. A review of the occurrence and fate of naphthenic acids in aquatic environments. Journal of Environmental Science and Health, Part A **39**:1989-2010.

Helsel, D. R. 2012. Statistics for censored environmental data using Minitab and R, 2nd edition. John Woley and Sons, New York.

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.

Hintz, D. R., and L. Y. Steffy. 2015. Data Report of Baseline Conditions for 2010-2013. 297, Susquehanna River Basin Commission, Harrisburg, PA.

HRBPG. 2010. Shale Gas Water Use in the Horn River Basin présenté par le Horn River Basin Producers Group, 17 septembre 2010.

Huntley, D. H., A. S. Hickin, and F. Ferri. 2011. Provisional surficial geology, glacial history and paleogeographic reconstructions of the Toad River (NTS 094N) and Maxhamish Lake map areas (NTS 094O), British Columbia. BC Ministry of Energy and Mines, Victoria.

Jiang, M., C. T. Hendrickson, and J. M. VanBriesen. 2014. Life cycle water consumption and wastewater generation impacts of a Marcellus shale gas well. Environmental Science & Technology **48**:19111920.

Johnson, E. 2010. Conceptual water model for the Horn River Basin, Northeast British Columbia (parts of NTS 094I, J, O, P) Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources, Victoria.

Johnson, E., B. J. Austin, E. Inlander, C. Gallipeau, M. A. Evans-White, and S. Entrekin. 2015a. Stream macroinvertebrate communities across a gradient of natural gas development in the Fayetteville Shale. Science of the Total Environment **530–531**:323-332.

Johnson, E., B. J. Austin, E. Inlander, C. Gallipeau, M. A. Evans-White, and S. Entrekin. 2015b. Stream macroinvertebrate communities across a gradient of natural gas development in the Fayetteville Shale. Science of the Total Environment **530-531**:323-332.

Johnson, E. G., and L. A. Johnson. 2012. Hydraulic fracture water usage in northeast British Columbia: locations, volumes and trends. British Columbia Ministry of Energy and Mines.

Kargbo, D. M., R. G. Wilhelm, and D. J. Campbell. 2010a. Natural gas plays in the Marcellus shale: Challenges and potential opportunities. Environmental Science & Technology **44**:5679-5684.

Kargbo, D. M., R. G. Wilhelm, and D. J. Campbell. 2010b. Natural Gas Plays in the Marcellus Shale: Challenges and Potential Opportunities. Environmental Science & Technology **44**:5679-5684.

Kondash, A. J., E. Albright, and A. Vengosh. 2017. Quantity of flowback and produced waters from unconventional oil and gas exploration. Science of the Total Environment **574**:314-321.

Lauer, N. E., J. S. Harkness, and A. Vengosh. 2016. Brine spills associated with unconventional oil development in North Dakota. Environmental Science & Technology **50**:5389-5397.

Lee, Lopaka (2013). Nondetects and Data Analysis for Environmental Data, R package version 1.5-6, https://CRAN.R-project.org/package=NADA.

Lester, Y., I. Ferrer, E. M. Thurman, K. A. Sitterley, J. A. Korak, G. Aiken, and K. G. Linden. 2015. Characterization of hydraulic fracturing flowback water in Colorado: Implications for water treatment. Science of the Total Environment **512-513**:637-644.

Ligeiro, R., R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. R. Macedo, R. Firmiano, W. R. Ferreira, D. Oliveira, A. S. Melo, and M. Callisto. 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. Ecological Indicators **25**:45-57.

Manoli, E., and C. Samara. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: Sources, occurrence and analysis. TrAC - Trends in Analytical Chemistry **18**:417-428.

Mauter, M. S., P. J. Alvarez, A. Burton, D. C. Cafaro, W. Chen, K. B. Gregory, G. Jiang, Q. Li, J. Pittock, D. Reible, and J. L. Schnoor. 2014. Regional variation in water-related impacts of shale gas development and implicatoins for emerging international plays. Environmental Science & Technology **48**:8298-8306.

Maybeck, M., R. Friedrich, R. Thomas, and D. Chapman. 1996. Rivers. Pages 243-318p in D. Chapman, editor. Water Quality Assessments - A Guide to the use of Biota, Sediment and Water in Environmental Monitoring. Taylor and Francis, New York.

Mazor, R. D., T. B. Reynoldson, D. M. Rosenberg, et V. H. Resh. 2006. Effects of biotic assemblage, classification, and assessment method on bioassessment performance. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**:394-411.

McBroom, M., T. Thomas, and Y. Zhang. 2012. Soil erosion and surface water quality impacts of natural gas development in East Texas, USA. Water **4**:944-958.

McCarthy, L. H., T. G. Williams, G. R. Stephens, J. Peddle, K. Robertson, and D. J. Gregor. 1997. Baseline studies in the Slave River, NWT, 1990–1994: Part I. Evaluation of the chemical quality of water and suspended sediment from the Slave River (NWT). Science of the Total Environment **197**:21-53.

McKean, C. J. P., and N. K. Nagpal. 1991. Ambient water quality criteria for pH. Technical appendix., BC Ministry of Environment. Water Management Division, Victoria.

McPherson, C. A., G. S. Lawrence, J. R. Elphick, and P. M. Chapman. 2014. Development of a strontium chronic effects benchmark for aquatic life in freshwater. Environmental Toxicology and Chemistry **33**:2472-2478.

Meays, C., and R. Nordin. 2013. Ambient water quality guidelines for sulphate. Technical appendix update., BC Ministry of Environment. Water Protection and Sustainability Branch, Victoria.

Meays, C. L. 2009. Water Quality Guidelines for Nitrogen (Nitrate, Nitrite, and Ammonia) - Addendum to Technical Appendix. BC Ministry of Environment. Water Stewardship Division, Victoria, BC.

Meredith, W., S. J. Kelland, and D. M. Jones. 2000. Influence of biodegradation on crude oil acidity and carboxylic acid composition. Organic Geochemistry **31**:1059-1073.

Meybeck, M., V. Kimstach, and R. Helmer. 1996. Strategies for Water Quality Assessment.in D. Chapman, editor. Water Quality Assessments – A Guide to the use of Biota, Sediment and Water in Environmental Monitoring Taylor & Francis, New York.

Moeckel, C., D. T. Monteith, N. R. Llewellyn, P. A. Henrys, and M. G. Pereira. 2014. Relationship between the concentrations of dissolved organic matter and polycyclic aromatic hydrocarbons in a typical U.K. upland stream. Environmental Science & Technology **48**:130-138.

Moore, D. R. J. 1998. Ambient Water Quality Criteria for Organic Carbon in British Columbia. BC Ministry of Environment, Lands and Parks. Environment and Resource Management Department. Victoria, B.C.

Moss, S. A., and N. K. Nagpal. 2003. Ambient water quality guidelines for boron BC Ministry of Environment, Victoria.

Murray, C., G. Clark, L. Epps, and T. Lin. 2009. Sampling for oil mist and hydrocarbons on drilling rigs in Northeast British Columbia. WorkSafeBC. Worker and Employer Services Division.

Nagpal, N. K. 2001. Ambient water quality guidelines for manganese.in W. M. Branch, editor. BC Ministry of Environment, Victoria.

Nagpal, N. K., D. A. Levy, and D. D. MacDonald. 2003. Ambient water quality guidelines for chloride BC Ministry of Environment, Victoria.

Nichols, S. J., T. B. Reynoldson, and E. T. Harrison. 2014. Evaluating AUSRIVAS predictive model performance for detecting simulated eutrophication effects on invertebrate assemblages. Freshwater Science **33**:1212-1224.

Olmstead, S. M., L. A. Muehlenbachs, J.-S. Shih, Z. Chu, and A. J. Krupnick. 2013. Shale gas development impacts on surface water quality in Pennsylvania. Proceedings of the National Academy of Sciences **110**:4962-4967.

ONE. 2011. Productibilité à court terme de gaz naturel au Canada 2011-2013 : évaluation du marché de l'énergie mai 2011 – Annexes. Pages 1-79. Sa Majesté la Reine du chef du Canada, Calgary (Alb.).

Orem, W. H., C. A. Tatu, H. E. Lerch, C. A. Rice, T. T. Bartos, A. L. Bates, S. Tewalt, and M. D. Corum. 2007. Organic compounds in produced waters from coalbed natural gas wells in the Powder River Basin, Wyoming, USA. Applied Geochemistry **22**:2240-2256.

Papoulias, D. M., and A. L. Velasco. 2013. Histopathological analysis of fish from Acorn Fork Creek, Kentucky exposed to hydraulic fracturing fluid releases. Southeastern Naturalist **12**.

Phan, T. T., R. C. Capo, B. W. Stewart, J. R. Graney, J. D. Johnson, S. Sharma, and J. Toro. 2015. Trace metal distribution and mobility in drill cuttings and produced waters from Marcellus Shale gas extraction: Uranium, arsenic, barium. Applied Geochemistry **60**:89-103.

Phippen, B., C. Horvath, R. Nordin, and N. Nagpal. 2008. Ambient water quality guidelines for iron. Technical appendix., BC Ministry of Environment. Water Stewardship Division., Victoria. URL

Primer-E 2009. Primer 6 version 6.1.12, Primer-E Ltd., Auckland, New Zealand.

R Core Team. 2015. R: Language and Environment for Statistical Computing., R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Ramdahl, T. 1983. Retene — a molecular marker of wood combustion in ambient air. Nature **306**:580582.

Renock, D., J. D. Landis, and M. Sharma. 2016. Reductive weathering of black shale and release of barium during hydraulic fracturing. Applied Geochemistry **65**:73-86.

Reynoldson, T. B., R. C. Bailey, K. E. Day, and R. H. Norris. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on BEnthic Assessment of SedimenT (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. Australian Journal of Ecology **20**:198-219.

Reynoldson, T. B., D. M. Rosenberg, and V. H. Resh. 2001. Comparison of models predicting invertebrate assemblages for biomonitoring in the Fraser River catchment, British Columbia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **58**:1395-1410.

Reynoldson, T. B., and J. F. Wright. 2000. Chapter 20 The reference condition: problems and solutions. Pages 293-304 in D. W. S. a. M. T. F. John F. Wright, editor. Assessing the biological quality of fresh waters: RIVAPCS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK.

Rivard, C., D. Lavoie, R. Lefebvre, S. Séjourné, C. Lamontagne, and M. Duchesne. 2014. An overview of Canadian shale gas production and environmental concerns. International Journal of Coal Geology:64-76.

Ronneseth, K. 1994. Fort Nelson Lowland. Groundwater Resources of British Columbia. British Columbia Ministry of Environment.

Rosenneth, K. 1994. Ground water resources of British Columbia: Fort Nelson Lowland. 9. Ground Water Section, Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment., Victoria, BC.

Saha, G. C., S. S. Paul, J. Li, F. Hirshfield, and J. Sui. 2013. Investigation of Land-Use Change and Groundwater Surface Water Interaction in the Kiskatinaw River Watershed, Northeastern British Columbia. Pages 139-148. Geoscience BC, Prince George.

Santana, J. L., C. G. Massone, M. Valdés, R. Vazquez, L. A. Lima, and S. Olivares-Rieumont. 2015. Occurrence and source appraisal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface waters of the Almendares River, Cuba. Archives of Environmental Contamination and Toxicology:1-10.

Santé Canada. 1979. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – La dureté.* Santé Canada.

Santé Canada. 1990. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique –* Baryum. Santé Canada.

Santé Canada. 1991. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Les matières dissoutes totales (MDT)*. Santé Canada.

Scott, A. C., R. M. Whittal, and P. M. Fedorak. 2009. Coal is a potential source of naphthenic acids in groundwater. Science of the Total Environment **407**:2451-2459.

Soeder, D. J., and W. M. Kappel. 2009. Water resources and natural gas production from the Marcellus shale.

Speight, J. G. 2014. Chapter 1 – Naphthenic Acids in Petroleum. Pages 1-29 in J. G. Speight, editor. High Acid Crudes. Gulf Professional Publishing, Boston.

Spellman, F. R. 2013. Environmental Impacts of Hydraulic Fracturing. CRC Press, Boca Raton.

Strachan, S. A., and T. B. Reynoldson. 2014. Performance of the standard CABIN method: Comparison of BEAST models and error rates to detect simulated degradation from multiple data sets. Freshwater Science **33**:1225-1237.

SYSTAT Software. 2009a. SigmaPlot 11 version 11.2. Systat Software, Inc. San Jose, California.

SYSTAT Software. 2009b. SYSTAT 13 version 13.1. Systat Software, Inc. San Jose, California.

Ter Braak, C. J. F., and P. MilauerŠ. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw from Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (v.4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Toohey, R. C., E. G. Neal, and G. L. Solin. 2014. Guidelines for the Collection of Continuous Stream Water-Temperature Data in Alaska. 2014-1182, Reston, Virginia.

Townsend, C. R., S. Dolédec, R. Norris, K. Peacock, and C. Arbuckle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. Freshwater Biology **48**:768-785.

USEPA. 2011. Hydraulic fracturing background information. United States Environmental Protection Agency.

USEPA. 2012. 2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. United States Environmental Protection Agency. Office of Water Washington, DC.

USEPA. 2015. Assessment of the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing for Oil and Gas on Drinking Water Resources (External Review Draft) U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Vidic, R. D., S. L. Brantley, J. M. Vandenbossche, D. Yoxtheimer, and J. D. Abad. 2013. Impact of shale gas development on regional water quality. Science **340**:1235009-1235001-1235009.

Waite, I. R., L. R. Brown, J. G. Kennen, J. T. May, T. F. Cuffney, J. L. Orlando, and K. A. Jones. 2010. Comparison of watershed disturbance predictive models for stream benthic macroinvertebrates for three distinct ecoregions in western US. Ecological Indicators **10**:1125-1136.

Wakeham, S. G., C. Schaffner, and W. Giger. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments-II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. Geochimica et Cosmochimica Acta **44**:415-429.

Warner, N. R., C. A. Christie, R. B. Jackson, and A. Vengosh. 2013. Impacts of shale gas wastewater disposal on water quality in Western Pennsylvania. Environmental Science & Technology **47**:11849-11857.

Warner, N. R., T. H. Darrah, R. B. Jackson, R. Millot, W. Kloppmann, and A. Vengosh. 2014. New tracers identify hydraulic fracturing fluids and accidental releases from oil and gas operations. Environmental Science & Technology.

Waxman, H., E. J. Markey, and D. DeGette. 2011. Chemicals used in hydraulic fracturing. Prepared by committee staff for the United States House of Representatives Committee on Energy and Commerce Minority Staff.

Wickham, H. 2009. ggplot2 : Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag, New York.

Wilcke, W. 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. Geoderma **141**:157166.

Williams, H. F. L., D. L. Havens, K. E. Banks, and D. J. Wachal. 2008. Field-based monitoring of sediment runoff from natural gas well sites in Denton County, Texas, USA. Environmental Geology **55**:1463-1471.

Woudneh, M. B., C. M. Hamilton, J. P. Benskin, G. Wang, P. McEachern, and J. R. Cosgrove. 2013. A novel derivatization-based liquid chromatography tandem mass spectrometry method for quantitative characterization of naphthenic acid isomer profiles in environmental waters. Journal of Chromatography A **1293**:36-43.

Yates, A. G., and R. C. Bailey. 2010. Selecting objectively defined reference sites for stream bioassessment programs. Environmental Monitoring and Assessment **170**:129-140.

Yudina, N. V., and A. V. Savel'eva. 2011. Hydrocarbons in peat-forming plants at eutrophic bogs in Western Siberia. Geochemistry International **46**:77-84.

Yunker, M. B., and R. W. McDonald. 1995. Composition and origin of polycyclic aromatic hydrocarbons in the MacKenzie River and on the Beaufort Sea Shelf. Arctic **48**:118-129.

ANNEXE A

TABLEAU A1 DE L'ANNEXE. *Méthodes d'analyse par variable pour les échantillons instantanés.*
Les acronymes sont: CRC-ICP-MS – Spectrométrie de masse à cellule collision-réaction à plasma d'argon à couplage par induction;
ICP-OES – Spectrométrie d'émission optique à source plasma couplée par induction; ICP-AES – Spectrométrie d'émission atomique à source plasma couplée par induction.
*Calcul de la dureté: Dureté totale = 2,497248*Ca + 4,116885*Mg.*

VARIABLE	NOM DE LA VARIABLE	UNITÉS	LDM	MÉTHODE D'ANALYSE	LABORATOIRE
Alc.tot	Alcalinité totale	mg $CaCO_3$/L	0,5	Titrage potentiométrique	LEEPY/Maxxam
Al.tot	Aluminium, total récupérable	µg/L	0,5	CRC-ICP-MS	LNEE
As.tot	Arsenic total récupérable	µg/L	0,01	CRC-ICP-MS	LNEE
Ba.tot	Baryum total récupérable	µg/L	0,05	CRC-ICP-MS	LNEE
Be.tot	Béryllium total récupérable	µg/L	0,001	CRC-ICP-MS	LNEE
B.tot	Boron total récupérable	µg/L	0,5	CRC-ICP-MS	LNEE
Cd.tot	Cadmium total récupérable	µg/L	0,001	CRC-ICP-MS	LNEE
Ca.diss.ext	Calcium dissous/extractible	mg/L	0,1	ICP-OES ICP-AES	LEEPY
			0,05		Maxxam
CID	Carbone inorganique dissous	mg/L	0,5	Combustion infrarouge, colorimétrique	LEEPY
					Maxxam
COD	Carbone organique dissous	mg/L	0,5	Combustion infrarouge, colorimétrique	LEEPY
					Maxxam
Cl.diss	Chlorure dissous	mg/L	0,1	Chromatographie ionique (ACI), colorimétrique	LEEPY
			0,5		Maxxam
Cr.tot	Chrome total récupérable	µg/L	0,01	CRC-ICP-MS	LNEE
Co.tot	Cobalt total récupérable	µg/L	0,002	CRC-ICP-MS	LNEE
Cu.tot	Cuivre total récupérable	µg/L	0,02	CRC-ICP-MS	LNEE
Dureté	Dureté, total dissous (calc.)	mg $CaCO_3$/L	0,4	Calcul*	LEEPY
			0,5	Calcul*	Maxxam
Fe.tot	Fer total récupérable	µg/L	0,5	CRC-ICP-MS	LNEE
Pb.tot	Plomb total récupérable	µg/L	0,005	CRC-ICP-MS	LNEE
Li.tot	Lithium total récupérable	µg/L	0,01	CRC-ICP-MS	LNEE
Mg.diss.ext	Magnésium dissous/extractible	mg/L	0,1	ICP-OES ICP-AES	LEEPY
			0,05		Maxxam

TABLEAU A1 DE L'ANNEXE. *Suite.*

VARIABLE	NOM DE LA VARIABLE	UNITÉS	LDM	MÉTHODE D'ANALYSE	LABORATOIRE
Mn.tot	Manganèse total récupérable	µg/L	0,05	CRC-ICP-MS	LNEE
Mo.tot	Molybdène total récupérable	µg/L	0,005	CRC-ICP-MS	LNEE
NO_3	Azote, nitrate en tant que N	mg/L	0,005	Chromatographie ionique (ACI), calculée	LEEPY
			0,002		Maxxam
NO_2	Azote, nitrite en tant que N	mg/L	0,005	Chromatographie ionique (ACI), colorimétrique	LEEPY
			0,002		Maxxam
pH	pH	Unités pH	0,01	pH-mètre/faible force ionique	LEEPY/Maxxam
K.diss.ext	Potassium dissous/extractible	mg/L	0,1	ICP-OES ICP-AES	LEEPY
			0,05		Maxxam
TSS	Total des solides en suspension	mg/L	2	Gravimétrique	LEEPY
			1		Maxxam
Rb.tot	Rubidium, total récupérable	µg/L	0,001	CRC-ICP-MS	LNEE
Na.diss.ext	Sodium dissous/extractible	mg/L	0,1	ICP-OES ICP-AES	LEEPY
			0,05		Maxxam
Cond. sp.	conductivité spécifique	µS/cm	2	Conductimètre (correction à 25 °C)	LEEPY
			1		Maxxam
Sr.tot	Strontium total récupérable	µg/L	0,05	CRC-ICP-MS	LNEE
SO_4	Sulfate dissous	mg/L	0,5	Chromatographie ionique (ACI), turbidimétrique	LEEPY
					Maxxam
U.tot	Uranium total récupérable	µg/L	0,0005	CRC-ICP-MS	LNEE
V.tot	Vanadium total récupérable	µg/L	0,005	CRC-ICP-MS	LNEE
Zn.tot	Zinc total récupérable	µg/L	0,2	CRC-ICP-MS	LNEE

TABLEAU A2 DE L'ANNEXE. *Propriétés des enregistreurs de la conductivité installés durant l'étude.*

	HOBO	SOLINST
Capteur	Titane sans contact	Quatre électrodes en platine
Plage de mesures étalonnée (conductivité)	Plage inférieure : 0 µS/cm à 1 000 µS/cm Plage supérieure : 0 µS/cm à 10 000 µS/cm	500 µS/cm à 50 000 µS/cm (plage de fonctionnement de 0 µS/cm à 80 000 µS/cm)
Plage de mesures étalonnée (température)	5 °C à 35 °C	S.O.
Précision de la conductivité spécifique	Plage inférieure : 3 % de la lecture ou 5 µS/cm Plage supérieure : 3 % de la lecture ou 20 µS/cm	2 % de la lecture ou 20 µS/cm
Résolution de la conductivité	1 µS/cm	1 µS/cm
Précision de la température	0,1 °C	0,1
Résolution de la température	0,01 °C	0,1
Plage des températures de fonctionnement	-2 °C à 36 °C – aucun gel	-20 °C à 80 °C
Étalonnage ou dérive	Opération effectuée dans HOBOWARE. Étalonnage des points de départ et de fin pour tenir compte de l'encrassement et de la dérive	Étalonnage requis avant le déploiement

TABLEAU A3 DE L'ANNEXE. *L'enregistrement de l'exhaustivité des données (en pourcentage) est présenté par année pour les données continues sur la conductivité à cinq stations du suivi de la qualité de l'eau et la moyenne (moy.) du bassin de la rivière Petitot. L'enregistrement des données analysé dans cette étude en fonction de l'exhaustivité couvre la période d'août 2014 à juillet 2015. Les jours pour lesquelles l'exhaustivité des enregistrements quotidiens dépassait les 80 % ont été inclus. Les cellules en rouge correspondent à une exhaustivité inférieure à 50 %. Les pourcentages annuels s'appuient sur le nombre de mois entre le premier mois d'enregistrement et le dernier mois avec des données pour chaque station.*

		EMILE	FORTUNE	PET77	PETTSEA	SAHD	BASSIN PETITOT (MOY.)
2013	Mai	0,0	0,0	67,7	0,0	71,0	27,7
	Juin	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	40,0
	Juill.	67,7	67,7	100,0	67,7	100,0	80,6
	Août	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Sept.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Oct.	100,0	100,0	100,0	100,0	74,2	94,8
	Nov.	100,0	100,0	96,7	100,0	0,0	79,3
	Déc.	100,0	87,1	100,0	100,0	0,0	77,4
	2013 (moy.)	**71,0**	**69,4**	**95,6**	**71,0**	**68,1**	**75,0**
2014	Janv.	100,0	0,0	58,1	58,1	0,0	43,2
	Févr.	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0
	Mars	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0
	Avr.	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0
	Mai	100,0	83,9	0,0	0,0	0,0	36,8
	Juin	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	40,0
	Juill.	58,1	58,1	0,0	0,0	0,0	23,2
	Août	61,3	54,8	64,5	0,0	0,0	36,1
	Sept.	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	60,0
	Oct.	80,6	96,8	93,5	0,0	71,0	68,4
	Nov.	96,7	100,0	96,7	0,0	100,0	78,7
	Déc.	100,0	100,0	100,0	0,0	100,0	80,0
	2014 (moy.)	**91,4**	**57,8**	**42,7**	**4,8**	**22,6**	**43,9**
2015	Janv.	100,0	100,0	100,0	0,0	100,0	80,0
	Févr.	100,0	100,0	100,0	0,0	100,0	80,0
	Mars	100,0	100,0	100,0	0,0	100,0	80,0
	Avr.	100,0	100,0	66,7	0,0	100,0	73,3
	Mai	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	60,0
	Juin	23,3	100,0	83,3	0,0	100,0	61,3
	Juill.	0,0	35,5	38,7	0,0	38,7	22,6
	2015 (moy.)	**74,8**	**90,8**	**69,8**	**0,0**	**91,2**	**65,3**
August 2014 - July 2015	Aug-2014	61.3	54.8	64.5	0.0	0.0	36.1
	Sep-2014	100.0	100.0	100.0	0.0	0.0	60.0
	Oct-2014	80.6	96.8	93.5	0.0	71.0	68.4
	Nov-2014	96.7	100.0	96.7	0.0	100.0	78.7
	Dec-2014	100.0	100.0	100.0	0.0	100.0	80.0
	Jan-2015	100.0	100.0	100.0	0.0	100.0	80.0
	Feb-2015	100.0	100.0	100.0	0.0	100.0	80.0
	Mar-2015	100.0	100.0	100.0	0.0	100.0	80.0
	Apr-2015	100.0	100.0	66.7	0.0	100.0	73.3
	May-2015	100.0	100.0	0.0	0.0	100.0	60.0
	Jun-2015	23.3	100.0	83.3	0.0	100.0	61.3
	Jul-2015	0.0	35.5	38.7	0.0	38.7	22.6
		80.2	**90.6**	**78.6**	**0.0**	**75.8**	**65.0**

TABLEAU A4 DE L'ANNEXE. *L'exhaustivité des données (en pourcentage) est présentée par année pour la température de l'eau mesurée en continu à cinq stations du suivi de la qualité de l'eau et la moyenne (moy.) du bassin de la rivière Petitot. Tout le jeu de données a été utilisé pour les tracés des séries chronologiques et les comparaisons des lignes directrices. Les statistiques sommaires ont été calculées à l'aide du jeu de données le plus complet d'août 2014 à juillet 2015. Les jours pour lesquels l'exhaustivité des enregistrements quotidiens dépassait les 80 % ont été inclus. Les cellules en rouge correspondent à une exhaustivité inférieure à 50 %. Les pourcentages annuels s'appuient sur le nombre de mois entre le premier mois d'enregistrement et le dernier mois avec des données pour chaque station.*

		EMILE	FORTUNE	PET77	PETTSEA	SAHD	BASSIN PETITOT (MOY.)
2013	Mai	0,0	0,0	67,7	0,0	71,0	27,7
	Juin	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	40,0
	Juill.	67,7	67,7	100,0	67,7	100,0	80,6
	Août	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Sept.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Oct.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Nov.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Déc.	100,0	87,1	100,0	100,0	100,0	97,4
	2013 (moy.)	**71,0**	**69,4**	**96,0**	**71,0**	**96,4**	**80,7**
2014	Janv.	100,0	0,0	58,1	58,1	100,0	63,2
	Févr.	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	40,0
	Mars	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	40,0
	Avr.	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	40,0
	Mai	100,0	83,9	0,0	0,0	100,0	56,8
	Juin	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	60,0
	Juill.	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	60,0
	Août	100,0	100,0	64,5	64,5	100,0	85,8
	Sept.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Oct.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Nov.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Déc.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	2014 (moy.)	**100,0**	**65,3**	**43,5**	**43,5**	**100,0**	**70,5**
2015	Janv.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Févr.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Mars	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Avr.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Mai	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Juin	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Juill.	29,0	38,7	38,7	38,7	38,7	36,8
	2015 (moy.)	**89,9**	**91,2**	**91,2**	**91,2**	**91,2**	**91,0**

TABLEAU A5 DE L'ANNEXE. *Les plages et les valeurs médianes comparées aux lignes directrices approuvées de la Colombie-Britannique sur la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique sont présentées pour les variables de la qualité de l'eau mesurées à chacun des cinq emplacements d'étude de la surveillance régulière. Les valeurs médianes du bassin de la rivière Petitot sont également fournies. Les dépassements des lignes directrices sont en caractères gras. D'autres sources de lignes directrices ont été utilisées en l'absence de lignes directrices sur la qualité de l'eau de la Colombie-Britannique; elles sont notées ci-dessous.*

			FORTUNE N=12		EMILE N=12		SAHDOANAH N=12		PETITOT EN AVAL DE TSEA N=13		PETITOT À L'AUTOROUTE 77 N=15		BASSIN DE LA RIVIÈRE PETITOT
VARIABLE	LIGNE DIRECTRICE	UNITÉS	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	MÉDIANE
Alc.tot	20***	mg/L	22,3 - 104	64,5	42,6 - 261	109,15	34,5 - 162	75,7	48,5 - 139	90,5	43 - 153	101	82
Al.tot	5 000 (faune)	µg/L	20,7 - 2 430	55,4	5 - 1620	33,65	27,5 - 775	75,9	18,2 - 298	41,6	16,9 - 1 090	46,9	48,9
As.tot	5	µg/L	0,18 - 2,29	0,365	0,34 - 2,24	0,545	0,39 - 1,48	0,665	0,35 - 1,03	0,55	0,35 - 2,14	0,6	0,55
Ba.tot	1 000†	µg/L	15 - 39,8	29,9	28,4 - 98,9	53,25	26,1 - 51,8	39,6	30,9 - 55,4	40,1	27,8 - 83,1	46,1	40,1
Be.tot		µg/L	0,006 - 0,166	0,0135	0,005 - 0,134	0,0085	0,008 - 0,078	0,0175	0,005 - 0,031	0,011	0,005 - 0,11	0,011	0,0125
B.tot	1 200	µg/L	3,9 - 28,4	12,75	5,5 - 46,2	10,45	7,3 - 32,2	12,35	8,9 - 19,9	12,8	6,4 - 22,3	14,6	13,3
Br.tot[1]		µg/L	83 % < LD	NC	< 0,02 - 0,17	NC	< 0,02 - 0,07	0,03	67 % < LD	NC	<0,01 - < 0,05	0,013	66 % < LD
Cd.tot	0,069 – 0,40‡	µg/L	**0,005 - 0,075**	0,011	**0,013 - 0,214**	0,019	0,013 - 0,097	0,023	0,005 - 0,037	0,01	**0,006 - 0,163**	0,019	0,017
Ca.diss.ext		mg/L	11 - 41,5	24,3	19,1 - 90,3	41,2	18,7 - 62,7	33,9	22,4 - 48,2	34,4	19,6 - 53,2	38	34
COD		mg/L	13,5 - 27,4	23,1	10,5 - 27	19,4	16,6 - 32,4	24,85	12,6 - 24,7	18,75	13,5 - 23,9	17,9	19,55
Cl.diss	600	mg/L	0,1 - 2,5	1,5	0,1 - 15,9	0,85	0,1 - 9,2	1,35	0,3 - 2	1,3	0,2 - 2,9	1,6	1,3
Cr.tot	8,9*	µg/L	0,07 - 3,76	0,115	0,04 - 2,6	0,105	0,09 - 1,24	0,17	0,05 - 0,56	0,09	0,05 - 1,79	0,11	0,125
Co.tot	110	µg/L	0,15 - 3,49	0,2745	0,093 - 2,39	0,1555	0,127 - 1,28	0,2895	0,057 - 0,978	0,159	0,06 - 2,39	0,182	0,216
Cu.tot	5,46 – 30,3*	µg/L	0,36 - 5,3	0,93	0,55 - 5,51	0,86	0,54 - 3,02	0,745	0,46 - 1,35	0,8	0,44 - 4,12	0,82	0,82
Dureté		mg/L	36,8 - 142	83,3	61,2 - 301	133,5	63,6 - 214	117	76,1 - 161	118	66 - 182	127	116
Fe.tot	1 000	µg/L	**264 - 7 310**	752,5	**163 - 5 660**	735	**609 - 2 650**	**1 465**	**243 - 2 310**	312	**250 - 5 360**	429	593
Pb.tot	22,9 - 332*	µg/L	0,022 - 4,33	0,078	0,015 - 3,25	0,0725	0,092 - 1,57	0,2105	0,04 - 0,732	0,107	0,034 - 2,59	0,101	0,1055
Li.tot			3,2 - 10,7	6,48	2,1 - 12,1	4,995	3,56 - 9,69	5,575	4,24 - 7,67	5,77	3,4 - 8,46	6,05	5,705
Mg.diss.ext			2,2 - 9,32	5,5	3,3 - 18,4	7,75	3,8 - 13,9	7,7	4,89 - 10,3	7,94	4,13 - 12	8,07	7,17
Mn.tot	945 – 3 857*	µg/L	16,4 - 372	29,85	18,1 - 193	40,35	40 - 189	85,8	12,8 - 266	49,2	9,49 - 439	60,8	49,5
Mo.tot	2 000	µg/L	0,04 - 0,271	0,0915	0,243 - 2,04	0,473	0,191 - 0,721	0,379	0,256 - 0,836	0,503	0,244 - 0,981	0,488	0,488
NO_3	32,8	mg/L	< 0,002 - 0,195	0,00415	< 0,002 - 0,197	NC	< 0,002 - 0,281	NC	< 0,002 - 0,459	0,0033	< 0,002 - 0,355	0,0055	0,00335
NO_2	0,06 - 0,6**	mg/L	< 0,002 - 0,02	NC	< 0,005 - 0,0079	NC	< 0,005 - 0,015	NC	< 0,002 - 0,0072	NC	< 0,002 - 0,022	NC	70 % < LD

TABLEAU A5 DE L'ANNEXE. *Suite.*

			FORTUNE N=12		EMILE N=12		SAHDOANAH N=12		PETITOT EN AVAL DE TSEA N=13		PETITOT À L'AUTOROUTE 77 N=15		BASSIN DE LA RIVIÈRE PETITOT
VARIABLE	LIGNE DIRECTRICE	UNITÉS	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	PLAGE	MÉDIANE	MÉDIANE
pH	6,5 - 9,0	unités pH	7,33 - 8,21	7,89	7,67 - 8,39	8,095	7,47 - 8,17	7,92	7,52 - 8,22	7,95	7,75 - 8,19	7,97	7,95
P.tot	cadre‡	µg/L	8,8 - 21,2	17,5	9,5 - 72,6	10,9	21,3 - 126	21,6	8,1 - 14,6	18,2	7,7 - 17,9	13,6	17,6
K.diss.ext			0,163 - 1,4	0,625	0,3 - 2,2	1,15	0,4 - 2	0,961	0,334 - 3,33	0,84	0,28 - 1,66	0,963	0,899
MDT	500†	mg/L	64 - 250	138	DN	NC	DN	NC	124 - 222	173	106 - 260	181	170
TSS			< 1 - 328	2,5	3 - 157	3,6	< 2 - 110	16	1,6 - 134	3,9	< 1 - 81,5	6,1	4,8
Rb.tot			0,486 - 7,35	1,0145	0,592 - 4,9	1,085	0,53 - 2,78	0,9145	0,614 - 3,78	0,808	0,553 - 4,46	0,934	0,926
Na.diss.ext	200†		1,22 - 15,1	4,62	1,1 - 27,6	3	1,7 - 20,9	4	2,6 - 6,66	4,33	2 - 8,64	4,39	4,33
Se.tot	2	µg/L	0,04 - 0,3	0,07	< 0,01 - 0,23	0,14	0,08 - 0,19	0,12	< 0,01 - 0,22	0,07	< 0,01 - 0,2	0,1	0,1
Cond. sp.			79,2 - 333	179	121 - 644	241	125 - 479	229	170 - 331	242	141 - 378	255	224
Sr.tot	10 700§		40,6 - 144	88,6	40,1 - 217	84,75	44 - 156	78,15	56,1 - 110	77,4	47 - 127	87,4	79,25
SO_4	218 - 429*	mg/L	5,34 - 63,4	21,55	8,86 - 67	26,6	14,8 - 69,1	36,5	16,7 - 47,3	28	14,4 - 44,4	29,3	28,25
U.tot			0,0406 - 0,407	0,106	0,199 - 2,09	0,483	0,175 - 0,763	0,355	0,185 - 0,451	0,312	0,212 - 0,702	0,41	0,3495
V.tot			0,118 - 6,24	0,2705	0,161 - 4,69	0,2555	0,274 - 2,34	0,5475	0,162 - 1,32	0,327	0,136 - 3,51	0,39	0,35
Zn.tot	33 – 191*	µg/L	0,8 - 25,7	1,25	0,2 - 26	0,75	0,9 - 12,2	1,7	0,5 - 6,1	0,8	0,5 - 17,2	0,8	1,15

* Selon la dureté.
** Selon une concentration de Cl inférieure à 2 mg/L.
*** Recommandations pour la qualité de l'environnment pour les eaux de surface de l'Alberta.
† Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada de Santé Canada.
‡ Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique.
§ Point de référence proposé pour les effets chroniques (McPherson et coll., 2014).
DN : données non disponibles.
NC : non calculé.
LD : Limite de détection.

TABLEAU A6 DE L'ANNEXE. *Résultats des tests de Kruskal-Wallis et Wilcoxon par paires pour les différences entre les emplacements. Les résultats du test de Kruskal-Wallis sont indiqués sous les noms des variables. Les valeurs significatives sont mises en évidence. La chimie de l'eau du ruisseau Fortune semble être constamment différente des autres emplacements.*

VARIABLE		FORTUNE	EMILE	SAHDOANAH	PETITOT.TSEA
Alc.tot	Emile	0,029			
0,019	Sahdoanah	0,29	0,29		
	Petitot-Tsea	0,029	0,60	0,46	
	Petitot-Aut. 77	0,029	0,63	0,44	0,61
As.tot	Emile	0,11			
0,029	Sahdoanah	0,061	0,70		
	Petitot-Tsea	0,064	0,89	0,47	
	Petitot-Aut. 77	0,064	0,77	0,47	0,77
Ba.tot	Emile	0,0014			
0,00017	Sahdoanah	0,0031	0,17		
	Petitot-Tsea	0,0021	0,17	0,89	
	Petitot-Aut. 77	0,0005	0,44	0,17	0,31
Ca.diss.ext	Emile	0,027			
0,02	Sahdoanah	0,064	0,59		
	Petitot-Tsea	0,027	0,59	0,81	
	Petitot-Aut. 77	0,027	0,77	0,61	0,79
Cd.tot	Emile	0,094			
0,0064	Sahdoanah	0,030	0,65		
	Petitot-Tsea	0,66	0,030	0,030	
	Petitot-Aut. 77	0,21	0,40	0,21	0,12
CID	Emile	0,061			
0,021	Sahdoanah	0,31	0,39		
	Petitot-Tsea	0,061	0,77	0,39	
	Petitot-Aut. 77	0,031	0,96	0,37	0,53
COD	Emile	0,20			
0,0021	Sahdoanah	0,14	0,06		
	Petitot-Tsea	0,062	0,55	0,015	
	Petitot-Aut. 77	0,062	0,30	0,012	0,84
Fe.tot	Emile	0,79			
0,0056	Sahdoanah	0,040	0,20		
	Petitot-Tsea	0,20	0,20	0,0014	
	Petitot-Aut. 77	0,79	0,87	0,031	0,22
Dureté	Emile	0,033			
0,013	Sahdoanah	0,056	0,79		
	Petitot-Tsea	0,023	0,79	0,81	
	Petitot-Aut. 77	0,023	0,79	0,79	0,79
Mg.diss.ext	Emile	0,031			
0,008	Sahdoanah	0,031	1,0		
	Petitot-Tsea	0,008	1,0	0,99	
	Petitot-Aut. 77	0,008	1,0	1,0	1,0
Mn.tot	Emile	0,58			
0,043	Sahdoanah	0,027	0,10		
	Petitot-Tsea	0,58	0,82	0,15	
	Petitot-Aut. 77	0,55	0,82	0,20	0,82
Mo.tot	Emile	7,4E-06			

TABLEAU A6 DE L'ANNEXE. *Suite.*

VARIABLE		FORTUNE	EMILE	SAHDOANAH	PETITOT.TSEA
7,40E-06	Sahdoanah	4,9E-06	0,73		
	Petitot-Tsea	3,8E-06	1,0	0,30	
	Petitot-Aut. 77	2,3E-06	1,0	0,46	1,0
pH	Emile	0,083			
0,042	Sahdoanah	0,36	0,20		
	Petitot-Tsea	0,22	0,22	0,75	
	Petitot-Aut. 77	0,20	0,22	0,75	0,75
Con. sp.	Emile	0,069			
0,024	Sahdoanah	0,069	0,89		
	Petitot-Tsea	0,033	0,97	0,77	
	Petitot-Aut. 77	0,033	1,0	0,77	0,77
U.tot	Emile	0,0001			
1,40E-05	Sahdoanah	0,0002	0,43		
	Petitot-Tsea	0,0002	0,14	0,20	
	Petitot-Aut. 77	5,2E-05	0,52	0,45	0,040
Zn.tot	Emile	0,22			
0,04	Sahdoanah	0,47	0,16		
	Petitot-Tsea	0,16	1,0	0,14	
	Petitot-Aut. 77	0,20	0,64	0,16	0,64

TABLEAU A7 DE L'ANNEXE. *Résultats des tests de Kruskal-Wallis et Wilcoxon par paires pour les différences entre les saisons. Les résultats du test de Kruskal-Wallis sont indiqués sous les noms des variables. Les valeurs significatives sont mises en évidence. Toutes les variables mesurées de la chimie de l'eau ont présenté une saisonnalité significative, à l'exception du carbone organique dissous (COD) et de l'uranium (U). Il est à noter que les différences constantes de la chimie de l'eau au printemps sont probablement causées par la crue.*

VARIABLE		PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
Al.tot	été	1,2E-09		
3,4E-09	automne	5,8E-07	0,18	
	hiver	1,7E-08	0,0096	0,26
Alk.tot	été	7,9E-07		
8,2E-09	automne	0,0044	0,18	
	hiver	3,5E-08	0,0033	0,0044
As.tot	été	0,0013		
3,5E-08	automne	0,00016	0,0015	
	hiver	2,0E-05	0,00079	0,38
B.tot	été	1,3E-05		
3,4E-07	automne	0,43	0,19	
	hiver	1,3E-05	0,0093	0,0093
Ba.tot	été	0,72		
0,0064	automne	0,14	0,14	
	hiver	0,14	0,021	0,0033
Be.tot	été	6,1E-07		
9,6E-10	automne	6,8E-05	0,0083	
	hiver	9,9E-06	0,0020	0,15
Ca.diss.ext	été	3,8E-06		
8,6E-08	automne	0,0086	0,23	
	hiver	4,1E-07	0,011	0,011
Cd.tot	été	3,1E-06		
4,6E-09	automne	5,8E-05	0,010	
	hiver	1,1E-05	0,0092	0,74
Cl.diss	été	0,018		
0,0001	automne	0,11	0,89	
	hiver	0,00035	0,0080	0,018
Co.tot	été	2,2E-07		
2,4E-10	automne	5,8E-05	0,013	
	hiver	7,1E-06	0,00044	0,077
Cr.tot	été	5,7E-07		
6,0E-09	automne	7,1E-05	0,26	
	hiver	8,4E-06	0,027	0,26
Cu.tot	été	2,5E-06		
3,2E-09	automne	0,00012	0,00023	
	hiver	5,1E-05	0,12	0,010
CID	été	8,1E-06		
3,8E-08	automne	0,0087	0,22	
	hiver	3,5E-08	0,0029	0,0029
Fe.tot	été	1,6E-06		
1,4E-07	automne	6,1E-06	0,88	
	hiver	7,9E-05	0,12	0,12
Dureté	été	1,3E-05		
1,4E-07	automne	0,012	0,30	
	hiver	1,5E-05	0,012	0,012
K.diss.ext	été	4,8E-05		
3,6E-07	automne	0,00045	0,53	
	hiver	0,014	0,0011	0,0018

VARIABLE		PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
Li.tot	été	0,00030		
9,4E-07	automne	0,011	0,83	
	hiver	6,6E-07	0,0039	0,011
Mg.diss.ext	été	2,6E-05		
3,1E-07	automne	0,0060	0,53	
	hiver	1,0E-06	0,0060	0,030
Mn.tot	été	0,029		
2,2E-05	automne	0,0048	0,057	
	hiver	0,00015	0,0048	0,39
Mo.tot	été	0,032		
0,011	automne	0,85	0,22	
	hiver	0,011	0,85	0,22
Na.diss.ext	été	7,1E-06		
9,3E-09	automne	0,0012	0,60	
	hiver	7,1E-06	0,0012	0,0013
NO_2	été	0,00017		
0,0003	automne	0,21	0,22	
	hiver	0,69	0,0089	0,33
NO_3	été	0,0090		
1,6E-07	automne	0,21	0,14	
	hiver	0,00010	5,04E-06	0,00021
Pb.tot	été	2,2E-07		
2,8E-09	automne	5,8E-05	0,33	
	hiver	7,1E-06	0,025	0,13
pH	été	1,6E-06		
9,8E-08	automne	0,0035	0,097	
	hiver	1,2E-05	0,22	0,32
Rb.tot	été	5,8E-07		
4,8E-10	automne	4,3E-05	0,00015	
	hiver	8,0E-06	0,65	8,04E-06
SO_4	été	0,049		
0,0008	automne	0,049	0,40	
	hiver	0,0029	0,019	0,16
Con. sp.	été	2,3E-05		
1,2E-07	automne	0,0044	0,52	
	hiver	4,1E-07	0,0029	0,0082
Sr.tot	été	1,5E-06		
3,7E-09	automne	0,00028	0,21	
	hiver	7,1E-06	0,0026	0,0026
TSS	été	7,6E-07		
8,1E-09	automne	1,9E-06	0,40	
	hiver	2,4E-05	0,0043	0,069
V.tot	été	8,8E-07		
2,5E-10	automne	5,8E-05	0,0031	
	hiver	7,1E-06	0,00015	0,39
Zn.tot	été	2,1E-07		
8,1E-09	automne	5,7E-05	0,90	
	hiver	7,0E-06	0,30	0,30

TABLEAU A8 DE L'ANNEXE. *Les données continues de la température de l'eau de mai 2013 à juillet 2015 de chaque emplacement ont été comparées aux lignes directrices de la Colombie-Britannique sur la protection de la vie aquatique (19 °C, répartitions des poissons inconnues) et regroupées par mois. On présente ici le nombre de jours de chaque mois pour lesquels la température de l'eau a dépassé la ligne directrice (19 °C) et le pourcentage de jours dépassés selon les données disponibles. Le plus grand nombre de jours dépassant la ligne directrice pour tous les emplacements a été observé en juillet.*

	FORTUNE			EMILE			SAHDOANAH			PETITOT EN AVAL DE TSEA			PETITOT – AUT. 77		
	% TERMINÉ	N > 19 °C	% JOURS DÉPASSÉS	% TERMINÉ	N >19 °C	% JOURS DÉPASSÉS	% TERMINÉ	N > 19 °C	% JOURS DÉPASSÉS	% TERMINÉ	N > 19 °C	% JOURS DÉPASSÉS	% TERMINÉ	N > 19 °C	% JOURS DÉPASSÉS
Janv.	50,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	79,0	0	0	79,0	0	0
Févr.	50,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	50,0	0	0	50,0	0	0
Mars	50,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	50,0	0	0	50,0	0	0
Avr.	50,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	50,0	0	0	50,0	0	0
Mai	61,3	4	7	66,7	7	11	90,3	0	0	33,3	7	23	55,9	7	13
Juin	66,7	14	23	66,7	25	42	100,0	17	19	33,3	21	70	66,7	36	60
Juill.	**68,8**	**39**	**59**	**65,6**	**54**	**86**	**79,6**	**34**	**45**	**35,5**	**31**	**89**	**46,2**	**40**	**91**
Août	100,0	17	27	100,0	37	60	100,0	23	37	82,3	35	67	82,3	28	54
Sept.	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0
Oct.	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0
Nov.	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0
Déc.	93,5	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0	100,0	0	0

Les températures quotidiennes minimales ont été calculées à l'aide des données brutes continues recueillies à des intervalles de 30 minutes.
On a calculé le pourcentage de jours ayant dépassé la ligne directrice durant le mois en divisant le nombre total de jours ayant dépassé 19 °C par le nombre total de jours dans le mois pour lesquels il y avait des données.

ANNEXE B

TABLEAU B1 DE L'ANNEXE. *Série de variables pour le programme synoptique de base avec les limites de détection, la méthode et les laboratoires d'analyse. LEEPY = Laboratoire des essais environnementaux du Pacifique et du Yukon, North Vancouver, Colombie-Britannique; LNEE = Laboratoire national des essais environnementaux, Burlington, Ontario.*

VARIABLE	LD	UNITÉS	MÉTHODE	LABO
VARIABLES GÉNÉRALES				
Alcalinité pH 4,5	0,5	mg $CaCO_3$/L	Titrage	LEEPY
Chlorure (Cl)	0,1	mg/L	ACI	LEEPY
Fluorure (F)	0,01	mg/L	ACI	LEEPY
Sulfate (SO_4)	3	mg/L	ACI	LEEPY
Brome (Br)	0,02	mg/L	ACI	LEEPY
Azote, nitrate en tant que N	0,005	mg/L	ACI	LEEPY
Azote, nitrite en tant que N	0,005	mg/L	ACI	LEEPY
pH	0,01	Unités pH	Sonde	LEEPY
Total des solides en suspension (EFN)	2	mg/L	Gravimétrique	LEEPY
Conductivité spécifique (25 °C)	2	µS/cm	Compteur	LEEPY
ORGANIQUES NON HALOGÉNÉS				
Carbone inorganique dissous	0,5	mg/L		LEEPY
Carbone organique dissous	0,5	mg/L		LEEPY
NUTRIMENTS				
Azote ammoniacal (mg N)	0,002	mg/L	FIA	LEEPY
Azote nitrite (mg N)	0,002	mg/L	FIA	LEEPY
Azote nitrite + nitrate (mg N)	0,002	mg/L	FIA	LEEPY
Azote total (N)	0,02	mg/L	FIA	LEEPY
Phosphore dissous total (P)	0,0005	mg/L	FIA	LEEPY
Phosphate, total FIA	0,0005	mg/L	FIA	LNEE
MÉTAUX				
Calcium total	0,1	mg/L	ICP	LEEPY
Magnésium total	0,1	mg/L	ICP	LEEPY
Potassium total	0,1	mg/L	ICP	LEEPY
Silicium total	0,05	mg/L	ICP	LEEPY
Sodium total	0,1	mg/L	ICP	LEEPY
Dureté Ca+Mg totale	0,4	mg $CaCO_3$/L	Calcul	LEEPY
Aluminium total	0,5	µg/L	ICP-MS	LNEE
Antimoine total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Arsenic total	0,01	µg/L	ICP-MS	LNEE
Baryum total	0,05	µg/L	ICP-MS	LNEE

VARIABLE	LD	UNITÉS	MÉTHODE	LABO
MÉTAUX (SUITE)				
Béryllium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Bismuth total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Bore total	0,5	µg/L	ICP-MS	LNEE
Cadmium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Cérium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Césium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Chrome total	0,01	µg/L	ICP-MS	LNEE
Cobalt total	0,002	µg/L	ICP-MS	LNEE
Cuivre total	0,02	µg/L	ICP-MS	LNEE
Gallium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Fer total	0,5	µg/L	ICP-MS	LNEE
Lanthane total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Plomb total	0,005	µg/L	ICP-MS	LNEE
Lithium total	0,01	µg/L	ICP-MS	LNEE
Manganèse total	0,05	µg/L	ICP-MS	LNEE
Molybdène total	0,005	µg/L	ICP-MS	LNEE
Nickel total	0,02	µg/L	ICP-MS	LNEE
Niobium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Platine total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Rubidium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Sélénium total	0,01	µg/L	ICP-MS	LNEE
Argent total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Strontium total	0,05	µg/L	ICP-MS	LNEE
Thallium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Étain total	0,005	µg/L	ICP-MS	LNEE
Tungstène total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Uranium total	0,0005	µg/L	ICP-MS	LNEE
Vanadium total	0,005	µg/L	ICP-MS	LNEE
Yttrium total	0,001	µg/L	ICP-MS	LNEE
Zinc total	0,2	µg/L	ICP-MS	LNEE

Abréviations : ICA = anions de chromatographie ionisée, FIA = analyse par injection de volume, ICP = plasma inductif, ICP-MS = spectrographie de masse à plasma inductif.

TABLEAU B2 DE L'ANNEXE. *Variables organiques mesurées par Columbia Labs, Kelso, Washington, mai 2012.*

VARIABLE	MÉTHODE D'ANALYSE
Matières organiques de la plage du diesel	Méthode 8015C de l'USEPA LC
Matières organiques de la plage des combustibles résiduels	Méthode 8015C de l'USEPA LC
Éthylèneglycol	Méthode 8015C de l'USEPA LC
Alcool isopropylique	Méthode 8015C de l'USEPA LC
2–butoxyéthanol	Méthode 8015C de l'USEPA LC
Méthanol	Méthode 8015C de l'USEPA LC
Éthanol	Méthode 8015C de l'USEPA LC
D-mannose	
D-galactose	
Glutaraldéhyde	Méthode 8315A de l'USEPA
Acide citrique	HPLC-AO
Acide acétique	HPLC-AO
Acide formique	HPLC-AO

TABLEAU B3 DE L'ANNEXE. *Variables chimiques organiques mesurées par Axys Analytical, Sidney, Colombie-Britannique. Les limites de détection des congénères HAP étaient propres aux échantillons, mais elles atteignaient habituellement 2 ng/L environ. Les limites de détection des composés des acides naphténiques étaient également propres aux échantillons, mais elles atteignaient habituellement de 4 ng/L à 5 ng/L.*

VARIABLE	VARIABLE
Acides naphténiques (C12 – C21)	Méthyl-2 naphtalène
HAP (parent+alkylés)	Méthyl-1 naphtalène
Naphtalène	Diméthyl-1, 2 naphtalène
Acénaphtylène	Diméthyl-2, 6 naphtalène
Acénaphtène	Triméthyl-2, 3,6 naphtalène
Fluorène	Triméthyl-2, 3,5 naphtalène
Phénanthrène	Tetraméthyl-1, 4,6, 7 naphthalène
Anthracène	Biphényle
Fluoranthène	Dibenzothiophène
Pyrène	Méthyl-3 phénanthrène
Benz[a] anthracène	Méthyl-2 phénanthrène
Chrysène	Méthyl-2 anthracène
Benzo[b/j/k]fluoranthène	Méthyl-9/4 phénanthrène
Benzo[b]fluoranthène	Méthyl-1 phénanthrène
Benzo[a]pyrène	Diméthyl-3, 6 phénanthrène
Dibenz[a,h]anthracène	Diméthyl-2, 6 phénanthrène
Indéno[1,2,3–cd]pyrène	Diméthyl-1, 7 phénanthrène
Benzo[ghi]pérylène	Diméthyl-1, 8 phénanthrène
Benzo[j,k]fluoranthènes	Triméthyl-1.2.6 phénanthrène
Benzo[e]pyrène	Rétène
Pérylène	

TABLEAU B4 DE L'ANNEXE. *Composés organiques volatils avec les limites de détection connexes mesurés au Centre des sciences environnementales du Pacifique, mai 2012. Du benzène et du toluène (en **gras**) ont été détectés à tous les emplacements près de la limite de détection.*

VARIABLE	LIMITE DE DÉTECTION (µG/L)
1,1–dichloroéthylène	0,1
Dichlorométhane	0,3
Trans -1,2–dichloroéthène	0,1
1,1–dichloroéthane	0,1
Cis-1,2–dichloroéthène	0,1
2,2–Dichloropropène	0,1
Bromochlorométhane	0,2
Chloroforme	0,2
1,1, 1–trichloroéthane	0,2
1,1–dichloropropène	0,2
Tétrachlorure de carbone	0,2
1,2–dichloroéthane	0,4
Benzène	**0,1**
Trichloroéthène	0,05
1,2–Dichloropropène	0,2
Dibromométhane	0,2
Bromodichlorométhane	0,2
Toluène	**0,05**
1,1, 2–trichloroéthane	0,2
1,3–Dichloropropène	0,5
Tétrachloroéthylène	0,1
Dibromochlorométhane	0,1
1,2–dibromoéthane	0,1
Chlorobenzène	0,05

VARIABLE	LIMITE DE DÉTECTION (µG/L)
1,1, 1,2–tétrachloroéthane	0,1
Éthylbenzéne	0,1
m,p-xylène	0,1
O-xylène	0,05
Styrène	0,1
Bromoforme	0,2
Isopropylbenzène	0,05
1,1, 2,2–tétrachloroéthane	0,2
Bromobenzène	0,1
Trichloro-1, 2,3 propane	0,5
N-propylbenzène	0,2
2–chlorotoluène	0,2
1,3, 5–triméthylbenzène	0,2
4–chlorotoluène	0,1
Tert-butylbenzène	0,05
1,2, 4–triméthylbenzène	0,1
Sec-butylbenzène	0,1
1,3–Dichlorobenzène	0,05
P-isopropyltoluène	0,1
1,4–Dichlorobenzène	0,05
N-butylbenzène	0,1
1,2–Dichlorobenzène	0,05
Dibromo-1, 2 chloro-3 propane	0,4
1,2, 4–trichlorobenzène	0,1

TABLEAU B5 DE L'ANNEXE. *Statistiques sommaires de la chimie de l'eau pour les échantillons prélevés en 2013-2014, en comparaison avec les périodes de hautes eaux et de basses eaux. N correspond au nombre d'échantillons ayant des concentrations supérieures à la limite de détection. Total des échantillons pour la période des hautes eaux = 47; total des échantillons pour la période des basses eaux = 46.*

		HAUTES EAUX						BASSES EAUX					
VARIABLE	UNITÉS	N	MIN.	MAX.	MOY.	MÉDIANE	SE	N	MIN.	MAX.	MOY.	MÉDIANE	SE
Alcalinité totale	$mgCaCO_3/L$	47	12,3	75,4	41,5	43,00	0,29	46	35,9	181	109,8	106,0	0,628
pH	-	47	6,95	7,96	7,69	7,77	0,00	46	7,47	8,41	8,14	8,21	0,004
Carbone inorg. dissous	mg/L	47	2,6	16,6	9,1	9,50	0,07	46	6,4	42	25,9	24,8	0,157
Carbone org. dissous	mg/L	47	17,5	29,4	23,1	23,10	0,05	46	15,2	47,7	29,2	28,0	0,184
Chlorure	mg/L	47	0,05	0,6	0,2	0,20	0,00	46	0,05	0,9	0,4	0,3	0,005
Fluorure	mg/L	46	0,02	0,08	0,05	0,05	0,00	43	<0,01	0,12	0,06	0,07	0,001
Sulfate	mg/L	47	4,5	78	26,4	24,70	0,39	46	0,6	59	25,3	24,7	0,277
Calcium dissous	mg/L	47	9,3	47,3	21,2	20,70	0,17	46	20	64,7	40,6	38,2	0,228
Magnésium dissous	mg/L	47	1,6	11,1	4,6	4,60	0,04	46	4,5	13,4	8,3	7,7	0,046
Potassium dissous	mg/L	47	0,7	2,2	1,2	1,30	0,01	46	0,2	0,9	0,6	0,5	0,004
Sodium dissous	mg/L	47	0,8	5,2	2,1	2,30	0,02	46	1,4	11,5	4,2	4,1	0,044
Total des solides en suspension	mg/L	47	5	283	53,5	32,00	1,17	46	1	95	8,9	5,0	0,341
Azote total	mg/L	47	0,45	0,89	0,64	0,64	0,00	46	0,48	1,14	0,77	0,71	0,003
Cond. spéc.	µS/cm	47	60	327	150	151,00	1,29	46	112	389	251	238	1,317
Dureté	$mgCaCO_3/L$	47	30	164	72	70,40	0,59	46	68	214	136	128	0,749
Argent total	µg/L	47	0,003	0,086	0,017	0,01	0,00	46	0,001	0,023	0,004	0,003	0,000
Aluminium total	µg/L	47	62,4	2260	509,6	342,00	9,69	46	13,1	567	71,0	40,7	2,319
Étain total	µg/L	47	0,02	0,257	0,055	0,05	0,00	46	0,027	0,091	0,050	0,048	0,000
Arsenic total	µg/L	47	0,25	2,66	0,87	0,70	0,01	46	0,39	1,51	0,77	0,71	0,005
Baryum total	µg/L	47	15,8	115	39,2	33,80	0,42	46	21,7	55,7	38,7	38,3	0,147
Béryllium total	µg/L	47	0,007	0,194	0,048	0,03	0,00	46	0,008	0,064	0,016	0,012	0,000
Bore total	µg/L	47	4,4	16,8	9,3	9,30	0,05	46	5,8	29,8	14,0	13,5	0,104
Cadmium total	µg/L	47	0,01	0,282	0,060	0,04	0,00	46	0,004	0,076	0,019	0,015	0,000
Cérium total	µg/L	47	0,18	11,2	2,268	1,40	0,05	46	0,074	2,34	0,326	0,209	0,009
Césium total	µg/L	47	0,009	0,523	0,130	0,10	0,00	46	0,001	0,215	0,022	0,014	0,001
Chrome total	µg/L	47	0,12	3,47	0,82	0,57	0,01	46	0,06	0,93	0,17	0,12	0,004
Cobalt total	µg/L	47	0,092	2,95	0,774	0,55	0,01	46	0,112	0,877	0,248	0,177	0,004
Cuivre total	µg/L	47	0,32	6,99	1,88	1,35	0,03	46	0,24	2,63	0,79	0,73	0,009
Gallium total	µg/L	47	0,02	0,881	0,193	0,12	0,00	46	0,005	0,22	0,027	0,017	0,001
Fer total	µg/L	47	247	6 240	1 773	1 240,00	28,46	46	232	5 860	946	676	21,181
Lanthane total	µg/L	47	0,08	4,75	0,957	0,60	0,02	46	0,039	0,965	0,147	0,096	0,004
Plomb total	µg/L	47	0,102	4,25	0,971	0,66	0,02	46	0,031	1,04	0,150	0,095	0,004
Lithium total	µg/L	47	1,64	8,02	4,03	4,04	0,03	46	2,32	14,1	6,01	5,42	0,049
Manganèse total	µg/L	47	17,2	153	58,9	51,60	0,60	46	19,5	288	63,5	55,4	0,945
Molybdène total	µg/L	47	0,092	0,437	0,268	0,29	0,00	46	0,157	0,694	0,426	0,427	0,003
Nickel total	µg/L	47	0,38	7,86	2,22	1,66	0,03	46	0,69	5,23	1,41	1,13	0,019
Niobium total	µg/L	47	0,002	0,116	0,023	0,02	0,00	27	<0,001	0,035	0,006	0,004	0,000
Platine total	µg/L	10	0,001	0,001	0,001	0,00	0,00	12	<0,001	0,001	0,001	0,001	0,000
Rubidium total	µg/L	47	0,768	7,18	2,105	1,73	0,03	46	0,366	2,65	0,877	0,812	0,007
Sélénium total	µg/L	46	0,03	0,25	0,1	0,09	0,00	46	0,08	0,23	0,1	0,1	0,001
Strontium total	µg/L	47	20,7	125	53,4	53,80	0,47	46	49,7	170	99,5	88,1	0,669
Thallium total	µg/L	47	0,002	0,095	0,021	0,02	0,00	46	<0,001	0,031	0,006	0,004	0,000
Tungstène total	µg/L	28	0,001	0,009	0,004	0,00	0,00	21	0,001	0,003	0,001	0,001	0,000
Uranium total	µg/L	47	0,105	2,09	0,329	0,26	0,01	46	0,097	1,020	0,361	0,335	0,004
Vanadium total	µg/L	47	0,24	6,74	1,610	1,15	0,03	46	0,173	1,770	0,446	0,347	0,008
Yttrium total	µg/L	47	0,086	4,51	0,977	0,63	0,02	46	0,079	1,180	0,238	0,147	0,005
Zinc total	µg/L	47	1,2	26,1	6,8	4,60	0,12	46	0,4	7,2	1,3	0,8	0,028

ANNEXE C

TABLEAU C1 DE L'ANNEXE. *Couches et sources de données géospatiales utilisées durant la sélection initiale des emplacements. Un total de 1 016 microbassins ont été délimités aux fins de la sélection des emplacements. Les abréviations sont les suivantes : MEMLR CB – Ministère de l'Énergie, des Mines et du Logement responsable, RNCan – Ressources naturelles Canada, ME CB – Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, MFTORN – Ministère des Forêts, des Territoires et des Opérations de la Colombie-Britannique, BCOGC – BC Oil and Gas Commission.*

RÉFÉRENCE	COUCHE	DESCRIPTION	ÉCHELLE	DATE DES DONNÉES	DATE D'ACCÈS	ACCÈS OU LIEN
CLIMAT						
RNCan	Climat	Données climatiques historiques de 1971 à 2001 (jeu de données raster)	7,5 km	S.O.	Avr. 2013	Personne-ressource : Dan McKenney – dan.mckenney@nrcanrncan.gc.ca
ALTITUDE						
GéoBase – RNCan	DNEC	Données numériques d'élévation du Canada (DNEC)	1:50 000 (25 m)	Juin 2007	Avr. 2013	www.geobase.ca
GÉOLOGIE						
MEMLR CB	NO10_geology_alb	Géologie détaillée dans 94 régions (nord-est de la C.-B.)	1:250 000	2005	Mai 2012	www.empr.gov.bc.ca/MINING/GEOSCIENCE/PUBLICATIONSCATALOGUE/GEOFILES/Pages/2005-10.aspx
SCIS – RNCan Agriculture et Agroalimentaire Canada	PED_SLC_DERIVED_V3_2_CT1 M	Polygones de géologie et de drainage en C.-B.	1:1 000 000	2011, mise à jour en juill. 2013	Avr. 2012, avr. 2014	
GéoGratis – RNCan Commission géologique du Canada	geo_cov	Geoscape Canada : une carte des matières de la terre du Canada – géologie du socle rocheux et géologie de surface	1:5 000 000	Juin 2002	Avr. 2013	http://geogratis.gc.ca/api/en/nrcan-rncan/esssst/9636bf0e-aba3-59c3-9736-1ac66bab4ac0.html?pk_campaign=recentItem
HYDROLOGIE						
MEMLR CB	NO10_lake_alb	Lacs dans 94 régions (nord-est de la C.-B.)	1:250 000	2005	Mai 2012	www.empr.gov.bc.ca/MINING/GEOSCIENCE/PUBLICATIONSCATALOGUE/GEOFILES/Pages/2005-10.aspx
DataBC – ME CB	lwssbcgzl	Watershed Atlas 50K – Lignes centrales des cours d'eau avec des données sur les ordres de cours d'eau	1:50 000	Juin 2005	Avr. 2007	www.env.gov.bc.ca/esd/distdata/ecosystems/bc50kwsa/shapefiles
GéoBase – RNCan	NHN_NLFLOW (multiple)	Réseau hydro national, Canada – Écoulement linéaire du réseau	1:50 000 ou mieux	Févr. 2012	Avr. 2013	www.geobase.ca
GéoBase – RNCan	NHN_WATERBODY (multiple)	Plans d'eau	1:50 000 ou mieux	Févr. 2012	Avr. 2013	
DataBC – ME CB	lwsdbcgz	Watershed Atlas 50K – Zones de drainage – Polygones de microbassins	1:50 000	Juin 2005	Avr. 2007	www.env.gov.bc.ca/esd/distdata/ecosystems/bc50kwsa/shapefiles
DataBC – ME CB	lwsgbc	Bassins récepteurs – Sous-bassins	1:50 000	Juin 2005	Avr. 2007	www.env.gov.bc.ca/esd/distdata/ecosystems/bc50kwsa/shapefiles

TABLEAU C1 DE L'ANNEXE. *Suite.*

RÉFÉRENCE	COUCHE	DESCRIPTION	ÉCHELLE	DATE DES DONNÉES	DATE D'ACCÈS	ACCÈS OU LIEN
HYDROLOGIE (SUITE)						
Données ouvertes	canadfda_p	Bassin récepteur pour les rivières Petitot et Hay (la rivière Fort Nelson est divisée en bassins plus petits dans ce fichier)	1:1 000 000	Mai 2003	Avr. 2008	
Données ouvertes	canadnasscb_p	Bassin récepteur (Fort Nelson)	1:1 000 000	Mai 2003	Avr. 2008	
COUVERTURE TERRESTRE						
SCIS – RNCan Agriculture et Agroalimentaire Canada	Écorégions	Écoregions en C.-B.	1:1 000 000	1996	Sept. 2009	http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/gis_data.html
SCIS – RNCan Agriculture et Agroalimentaire Canada	Écodistricts	Écodistricts en C.-B.	1:1 000 000	1996	Sept. 2009	http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/gis_data.html
GéoBase – RNCan	LCC (multiple)	Couverture du sol, vers 2000 – vectorielle	1:50 000	Mai 2009	Avr. 2012	www.geobase.ca
GéoGratis – RNCan Commission géologique du Canada	p_frost	Geoscape Canada : une carte des matières de la terre du Canada – couverture du pergélisol	1:5 000 000	Juin 2002	Avr. 2013	http://geogratis.gc.ca/api/en/nrcan-rncan/esssst/092b663d-198b-5c8d-9665-fa3f5970a14f.html
UTILISATION DU TERRAIN						
DataBC – ME CB	BTM_PLU_V1	Données sur l'utilisation des terres et l'altitude de 1992 à 1997	1:250 000	2011	Mai 2012	https://apps.gov.bc.ca/pub/geometadata/metadataDetail.do?from=search&edit=true&showall=showall&recordSet=ISO19115&recordUID=43171
DataBC – MFTORN	H_FIRE_PLY_polygon	Feux de forêt en C.-B.	S.O.	Mars 2015	Avr. 2015	
PÉTROLE ET GAZ						
DataBC BCOGC	Unconv_ply	Bassin de la rivière Horn – Zones non conventionnelles en C.-B.	S.O.	Mars 2010	Mars 2012	
BCOGC	AAPR_BC	Routes d'accès permanentes aux ressources pétrolières	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	APDR_BC	Routes pour l'exploitation des ressources pétrolières	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	SYD_ROAD	Route Sierra-Yoyo-Desan	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	TPRD_NEBC	Routes pour l'exploitation des ressources pétrolières	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx

TABLEAU C1 DE L'ANNEXE. *Suite.*

RÉFÉRENCE	COUCHE	DESCRIPTION	ÉCHELLE	DATE DES DONNÉES	DATE D'ACCÈS	ACCÈS OU LIEN
PÉTROLE ET GAZ (SUITE)						
BCOGC	AS8WA_BC	Utilisation de l'eau à court terme (article 8 de la *Water Act*)	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AS9WA_BC	Changement dans un cours d'eau ou autour d'un cours d'eau (article 9 de la *Water Act*)	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AWCC_BC	Passage de cours d'eau	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AFCLTY_BC	Emplacement des installations	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AFSIT_BC	Emplacements des installations en C.-B.	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AGEO_BC	Caractéristiques sismiques de 2006 à aujourd'hui	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AGPHYS2002_2006	Caractéristiques sismiques de 2002 à 2006	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AGPHYS19962004	Caractéristiques sismiques de 1996 à 2004	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	APROW_BC	Droits de passage des pipelines pour la C.-B.	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	ADSIP_BC	Emplacements d'élimination des déchets pour la C.-B.	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	ASUMP_BC	Emplacements d'élimination des résidus de forage	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AWSH_BC	Emplacement en surface des puits de pétrole ou de gaz en C.-B.	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	AWSIT_BC	Emplacements des puits pour la C.-B.	S.O.	2011 à 2015, en cours	Févr. 2012, nov. 2014	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
BCOGC	Pipeline_Incide nts	Incidents pipeliniers	S.O.	Décembre 2014	Mars 2015	www.bcogc.ca/publiczone/gis.aspx
MEMLR CB	NO10_communities_2M_alb	Communautés dans 94 régions (nord-est de la C.-B.)	1:250 000	2005	Mai 2012	www.empr.gov.bc.ca/MINING/GEOSCIENCE/PUBLICATIONSCATALOGUE/GEOFILES/Pages/2005-10.aspx
MEMLR CB	NO10_rail_alb	Voies ferrées dans 94 régions (nord-est de la C.-B.)	1:250 000	2005	Mai 2012	www.empr.gov.bc.ca/MINING/GEOSCIENCE/PUBLICATIONSCATALOGUE/GEOFILES/Pages/2005-10.aspx
Données ouvertes – Statistique Canada	lrnf000r_14a_e	Fichier du réseau routier 2014	S.O.	Mai 2014	Mars 2015	

TABLEAU C2 DE L'ANNEXE. *Mesures descriptives des assemblages de communautés pour chacun des groupes de référence.*

	GROUPE 1 (N=6)		GROUPE 2 (N=14)		GROUPE 3 (N=29)	
	MOY. ± ET	(PLAGE)	MOY. ± ET	(PLAGE)	MOY. ± ET	(PLAGE)
MESURE COMMUNAUTÉ						
Abondance	**823,5 ± 241,3**	**(488-1 167,8)**	**421,3 ± 172,5**	**(200-815,3)**	**2 563,3 ± 1 249,4**	**(1 073,3-5 283,2)**
Diversité de Simpson	0,85 ± 0,05	(0,73-0,88)	0,76 ± 0,10	(0,45-0,88)	0,75 ± 0,10	(0,51-0,89)
Régularité de Pielou	0,75 ± 0,05	(0,67-0,81)	0,65 ± 0,08	(0,45-0,76)	0,66 ± 0,10	(0,48-0,83)
MESURES DE LA COMPOSITION (%)						
EPT*	62 ± 15 %	(42-76 %)	65 ± 14 %	(42-86 %)	63 ± 22 %	(15-93 %)
Éphéméroptères	9 ± 7 %	(3-21 %)	37 ± 21 %	(9-70 %)	36 ± 22 %	(0-75 %)
E qui sont Baetidae	64 ± 37 %	(0-100 %)	68 ± 33 %	(9-100 %)	57 ± 29 %	(2-100 %)
Plécoptères	23 ± 21 %	(5-57 %)	21 ± 21 %	(0-66 %)	18 ± 19 %	(1-74 %)
Trichoptères	29 ± 12 %	(10-43 %)	7 ± 5 %	(2-20 %)	10 ± 9 %	(0-31 %)
T qui sont Hydropsychidae	62 ± 23 %	(23-87 %)	51 ± 31 %	(0-91 %)	42 ± 34 %	(0-100 %)
Insectes, non EPT	25 ± 12 %	(15-45 %)	28 ± 11 %	(11-48 %)	32 ± 20 %	(5-73 %)
Non-insectes	13 ± 6 %	(6-22 %)	8 ± 7 %	(0-24 %)	5 ± 8 %	(0-39 %)
Diptera+non-insectes	35 ± 14 %	(22-55 %)	34 ± 14 %	(14-57 %)	36 ± 21 %	(7-84 %)
Chironomidae	11 ± 7 %	(6-23 %)	13 ± 8 %	(3-25 %)	16 ± 14 %	(1-50 %)
MESURES DE LA RICHESSE (NOMBRE DE TAXONS AU NIVEAU DE LA FAMILLE)						
Richesse totale	21,8 ± 2,9	(17-25)	19,8 ± 5,5	(6-29)	17,3 ± 3,8	(10-28)
Richesse EPT	11,2 ± 1,7	(9-14)	11,1 ± 3	(4-16)	10,4 ± 2,2	(6-17)
Taxons d'Ephemeroptera	2 ± 0,6	(1-3)	3,4 ± 1,3	(1-6)	3,4 ± 1,0	(1-6)
Taxons de Plecoptera	4 ± 0,9	(3-5)	4,1 ± 1,3	(1-5)	4,0 ± 1,3	(1-7)
Taxons des trichoptères	5,2 ± 1,7	(3-7)	3,7 ± 1,7	(2-7)	3,0 ± 1,4	(0-6)
Taxons des non-insectes	1 ± 0,2	(0,8-1,4)	1,4 ± 0,9	(0,7-4,5)	1,5 ± 0,4	(0,6-2,7)

*EPT = Éphéméroptères (éphémères), plécoptères (perles), trichoptères (phryganes)

TABLEAU C3 DE L'ANNEXE. *Caractéristiques environnementales choisies pour les trois groupes de référence du RCBA; les variables explicatives sont mises en évidence.*

	GROUPE 1 (N=6)			GROUPE 2 (N=14)			GROUPE 3 (N=29)		
	MOY. ± ET	MÉDIANE	PLAGE	MOY. ± ET	MÉDIANE	PLAGE	MOY. ± ET	MÉDIANE	PLAGE
EMPLACEMENT/MORPHOMÉTRIE									
Latitude (deg. déc.)	59,245 ± 0,747	59,634	58,282-59,857	59,011 ± 0,570	59,054	58,034-59,970	58,794 ± 0,464	58,803	57,948-59,683
Longitude (deg. déc.)	121,269 ± 0,989	121,385	120,076-122,665	123,254 ± 1,026	123,351	120,229-124,682	123,083 ± 1,085	-123,295	120,056-124,521
Altitude (pied-mer)	1 314,8 ± 256,9	1 318,50	1 040,0-1 607,0	1 322,9 ± 375,7	1 318,00	843,0-2 309,0	1 512,9 ± 243,8	1 486,00	1 036,0-2 204,0
Zone de drainage (km^2)	1 453,0 ± 3 381,1	92,1	25,0-8 354,4	789,1 ± 2 186,8	156,9	27,3-8 354,4	784,2 ± 2 002,9	125,1	16,7-8 354,4
Périmètre (km)	264,3 ± 452,9	92,7	40,2-1 186,0	171,1 ± 296,2	87	39,5-1 186,0	174,3 ± 269,2	84	30,9-1 186,0
Densité des cours d'eau (m/km^2)	977,6 ± 361,4	919	611,3-1 594,8	1 992,7 ± 716,6	1 919,3	730,8-3 383,0	1 960,1 ± 829,8	1 906	757,6-3 665,1
CHENAL									
Profondeur, moy. (cm)	12,02 ± 6,98	8,7	5,60-24,00	26,75 ± 17,26	22,75	10,00-72,20	17,47 ± 8,48	13,4	6,70-38,50
Profondeur, max. (cm)	18,00 ± 11,09	12,8	9,40-38,00	35,90 ± 23,55	30,5	14,40-98,00	25,96 ± 15,38	21	10,50-78,00
Pente du chenal (m/m)	0,013 ± 0,01	0,01	0,0025-0,027	0,011 ± 0,007	0,009	0,001-0,028	0,009 ± 0,006	0,007	0,0005-0,0230
Vitesse, moy. (m/s)	0,358 ± 0,102	0,36	0,23-0,51	0,485 ± 0,169	0,45	0,26-0,84	0,46 ± 0,187	0,5	0,2-0,97
Vitesse d'écoulement, max. (m/s)	0,512 ± 0,182	0,445	0,37-0,87	0,67 ± 0,207	0,64	0,44-1,13	0,66 ± 0,25	0,7	0,28-1,08
Largeur, pleins bords (m)	23,6 ± 28,5	6,75	3,1-69,0	23,4 ± 19,1	14,25	4,3-60,0	27,0 ± 21,8	20	5,3-98,0
Largeur, mouillée (m)	9,9 ± 14,9	3,9	1,6-40,0	16,5 ± 15,9	9,1	2,5-53,0	15,4 ± 20,6	8,8	1,9-98,0
SUBSTRAT									
% de rochers	6,3 ± 6,7	5	0-16,0	9,9 ± 13,2	5	0-45,0	2,6 ± 3,5	1	0-16,0
% de galets	36,5 ± 28,1	45,5	0-62,0	43,9 ± 17,2	44,5	0-64,0	40,1 ± 21,2	39	2,0-82,0
% de cailloux	32,0 ± 21,5	26,5	7,0-59	26,6 ± 13,0	22	10,0-60,0	45,3 ± 16,3	48	2,-71,0
% de gravier	24,3 ± 36,2	5	3,0-93,0	15,1 ± 20,2	9	2,0-82,0	10,5 ± 9,6	7	0-40,0
% de limon ou d'argile	0,83 ± 1,2	0,5	0-3,0	4,4 ± 6,1	1,5	0-18,0	1,3 ± 2,2	1	0-10,0
Diamètres des particules, D_{50} (cm)	6,5 ± 4,79	7	0,8-13,3	9,04 ± 5,69	7,7	1,0-23,55	5,9 ± 2,9	5,3	1,45-15,95
Diamètres des particules, D_g (cm)	5,75 ± 3,87	6,5	0,7-10,1	6,16 ± 3,69	5,4	0,8-13,1	5,3 ± 2,8	4,9	0,9-15,4
CLIMAT									
Précipitations, janvier (mm)	20,2 ± 1,4	20,3	18,0-22,0	24,2 ± 2,0	24,2	21,0-27,0	24,2 ± 2,1	25	19,0-28,0
Précipitations, mai (mm)	38,9 ± 4,0	39	33,2-45,0	51,7 ± 7,5	53,5	33,2-60,0	53,6 ± 8,0	56	33,0-63,3
Précipitations, annuelles (mm)	423,5 ± 26,1	421,8	392,0-474,0	520,1 ± 55,3	517,5	417,5-608,3	535,4 ± 58,9	548,7	413,0-611,7
Température, mai, min. (°C)	1,85 ± 0,3	2	1,1-2,0	1,44 ± 0,5	1,45	0,3-2	1,2 ± 0,5	1	0-2,0
Température, annuelle max. (°C)	3,7 ± 1,3	3	2,2-6,0	4,2 ± 0,9	4,4	2,2-5,5	4,2 ± 0,9	4	2,2-6,0

TABLEAU C3 DE L'ANNEXE. *Suite.*

	GROUPE 1 (N=6)			GROUPE 2 (N=14)			GROUPE 3 (N=29)		
	MOY. ± ET	MÉDIANE	PLAGE	MOY. ± ET	MÉDIANE	PLAGE	MOY. ± ET	MÉDIANE	PLAGE
CLIMAT (SUITE)									
Température, annuelle moy. (°C)	-1,2 ± 0,9	-1,3	-2,4 – 0	-0,5 ± 0,7	-0,25	-2,4 – 0	-0,6 ± 0,7	-0,3	-2,5 – 0
Température, annuelle min. (°C)	-6,8 ± 0,7	-7	-7,9 – -6,0	-6,2 ± 0,6	-6	-7,9 – -5,5	-6,3 ± 0,5	-6	-7,9 – -6,0
COUVERTURE TERRESTRE (% DE LA ZONE EN AMONT)									
Feuillue, dense	0,35 ± 0,36	0,24	0-0,93	1,76 ± 3,03	0,46	0-11,4	0,7 ± 0,9	0,17	0-3,0
Conifères, dense	4,20 ± 4,69	2,96	0-9,91	5,11 ± 5,61	2,24	0,02-13,1	4,5 ± 5,1	1,32	0-12,5
Prairie	0,14 ± 0,29	0	0-0,73	0,05 ± 0,10	0	0-0,32	0,001 ± 0,006	0	0-0,04
Herbes	0,32 ± 0,24	0,28	0-0,61	0,22 ± 0,25	0,08	0-0,65	0,28 ± 0,55	0,03	0-2,95
Arbustes, bas	3,77 ± 2,76	3,65	0,24-7,53	2,14 ± 1,65	2,07	0,06-5,47	2,75 ± 3,5	1,62	0,06-18,32
Arbustes, hauts	2,37 ± 3,55	0,34	0-8,33	2,15 ± 4,26	0,03	0-12,82	1,24 ± 1,93	0,17	0-8,33
Eau	1,19 ± 1,53	0,48	0,01-3,84	2,50 ± 3,54	0,85	0-9,8	2,24 ± 2,8	0,93	0-10,42
Terres humides, herbes	3,27 ± 4,31	1,51	1,03-11,99	2,38 ± 3,89	0,81	0,23-12,44	2,71 ± 4,25	1,45	0-21,32
Terres humides, arbustif	7,30 ± 7,592	5,52	0,82-21,45	5,49 ± 4,96	4,47	0,09-14,21	4,80 ± 4,33	2,47	0,04-11,82
Terres humides, arboré	10,79 ± 15,102	7,13	0-40,3	15,68 ± 17,07	9,29	0-48,44	19,50 ± 13,36	18,68	0-48,27
GÉOLOGIE DE SURFACE (% DE LA ZONE EN AMONT)									
Colluvions	15,28 ± 30,26	0	0-75,64	3,83 ± 7,35	0	0-18,90	3,05 ± 16,14	0	0-88,44
Grains fins	0,05 ± 0,12	0	0-0,30	0 ± 0	0	0	5,46 ± 18,26	0	0-78,06
Organique	15,86 ± 24,57	0	0-48,59	14,69 ± 28,54	4,2	0-100	4,51 ± 9,73	0	0-46,55
Manteau de till	62,05 ± 31,14	52,4	24,4-100	60,33 ± 35,45	72,7	0-100	73,49 ± 35,34	86,7	0-100
Placage de till	6,76 ± 16,55	0	0-40,5	20,45 ± 33,7	3,1	0-100	12,12 ± 27,5	0,1	0-100
TOPOGRAPHIE (ZONE EN AMONT)									
Altitude, moyenne (m)	521,13 ± 53,37	519,5	469,4-619,7	639,7 ± 153,31	618,5	435,5-990,6	708,38 ± 163,58	678	467,1-1 238,5
% de la région avec une pente <30 %	99,67 ± 0,48	99,95	99,04-100	91,19 ± 9,2	93,9	69,64-100,00	88,65 ± 14,35	93,2	35,4-100
% de la région avec une pente de 30 % à 50 %	0,27 ± 0,38	0,05	0-0,76	6,59 ± 7,20	5,1	0,002-24,73	7,19 ± 7,19	4,8	0,0009-26,14
% de la région avec une pente de 50 % à 60 %	0,05 ± 0,07	0,0003	0-0,15	1,12 ± 1,23	0,5	0-3,98	1,8 ± 2,77	0,7	0-12,30
% de la région avec une pente > 60 %	0,016 ± 0,02	0	0-0,06	1,1 ± 1,005	0,7	0-2,39	2,36 ± 5,44	0,6	0-29,3
Pente, % max.	51,77 ± 28,76	56	18,0-88,0	127,01 ± 50,43	144,9	37,5-194,9	126,27 ± 61,62	131	38,3-248,1