POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Évaluation de l'impact des déversements accidentels d'hydrocarbures sur les sites de prélèvement d'eau de la communauté métropolitaine de Montréal : étude pour le déploiement de sondes de détection

NDÈYE MARIE DRAMÉ

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Mars 2026

© Ndèye Marie Dramé, 2026.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Évaluation de l'impact des déversements accidentels d'hydrocarbures sur les sites de prélèvement d'eau de la communauté métropolitaine de Montréal : étude pour le déploiement de sondes de détection

présenté par **Ndèye Marie DRAMÉ**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Elmira HASSANZADEH, présidente
Sarah DORNER, membre et directrice de recherche
Benoit BARBEAU, membre et codirecteur de recherche
Dwight HOUWELING, membre

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, j’adresse ces quelques mots, qui ne sauraient traduire toute ma gratitude, à ma directrice de recherche, la Professeure Sarah Dorner. Merci de m'avoir accueilli au sein de votre groupe et de m'avoir accordé votre confiance pour mener à bien ce projet. Je vous remercie également pour vos enseignements, votre expertise scientifique inestimable ainsi que votre soutien moral, technique, matériel et financier.

Mes remerciements vos également au Professeur Benoit Barbeau pour avoir accepté de co-diriger ce projet et pour ses conseils pertinents et enrichissants.

Un merci tout particulier à Raja Kammoun. Tu as été à mes côtés tout au long de ce parcours. Ta patience et ta persévérance face aux obstacles que nous avons rencontrés, ainsi que ta générosité à m’enseigner ont été essentielles. Ta présence constante et ton expertise ont fait une réelle différence dans l'aboutissement de ce projet.

Je souhaite, de même, remercier Natasha McQuaid pour son suivi attentif, sa supervision et son aide précieuse notamment lors de la rédaction de ce mémoire. Merci également à Adèle El Mur pour son efficacité et son aide indispensable sur le plan administratif ainsi qu'à toute l'équipe de la CHAIRE.

Toute ma reconnaissance va au Professeur Mouhamed Ndong qui m'a inspiré et encouragé à poursuivre la voie de la recherche.

À mon amie et collaboratrice Fariba Reisi, un grand merci pour notre travail d'équipe sur les données au lancement du projet. Merci surtout pour ton soutien moral constant tout au long de cette aventure.

Enfin, je remercie chaleureusement ma famille pour son soutien constant et ses encouragements tout au long de mon cheminement.

RÉSUMÉ

La sécurité hydrique de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) constitue un enjeu de première importance dans un contexte de croissance de l'urbanisation croissante et des infrastructures énergétiques vieillissantes. Le territoire métropolitain assure l'approvisionnement en eau potable de plus de quatre millions de personnes grâce à vingt-sept usines de traitement de l'eau potable (UTEP) qui puisent directement leur eau brute dans un réseau fluvial complexe. Il est également traversé par plusieurs oléoducs tels que la ligne 9B d'Enbridge et le pipeline Trans-Nord, qui franchissent à maintes reprises des cours d'eau en amont immédiat des prises d'eau potable (PEP) municipales. Cette configuration combinée à la dépendance aux eaux de surface, expose la région à des risques de sécurité dans l'alimentation en eau. La vétusté de certaines conduites couplée à l'intensification du transport des hydrocarbures accroît la probabilité d'un déversement accidentel. Or les usines de traitement de l'eau potable ne sont pas conçues pour éliminer des charges massives d'hydrocarbures. Alors, la seule mesure de mitigation est la fermeture préventive de leur prise d'eau à condition de disposer d'un préavis suffisant. Cependant beaucoup d'UTEP ne disposent pas prise d'eau secondaires et les réserves ne constituent qu'une solution temporaire. Cette réalité impose une gestion de crise réactive qui nécessite une détection précoce et fiable de la contamination capable de garantir un délai d'alerte aux opérateurs municipaux.

C'est dans ce contexte de vulnérabilité que s'inscrit le présent mémoire, dont l'objectif principal est de renforcer la résilience des systèmes d'approvisionnement en eau potable par l'optimisation d'un réseau de sondes de détection en continu. La méthodologie repose sur la modélisation hydrodynamique et la modélisation du transport des hydrocarbures dans le réseau fluvial. Les résultats de celles-ci constituent les données d'entrée de l'algorithme d'optimisation pour le choix des positions des sondes. Une démarche progressive a été mise en œuvre pour la modélisation numérique. Une première phase exploratoire a porté sur la modélisation hydrodynamique régionale à l'aide TELEMAC-2D. Le modèle développé a été calibré et validé via les données historiques des stations hydrométriques provinciales et fédérales. Ces ajustements ont démontré sa capacité à reproduire fidèlement les niveaux d'eau et les vitesses d'écoulement, y compris lors d'événements hydrologiques extrêmes (crue et étiage). Ce premier modèle a permis de mieux appréhender les mouvements généraux des masses d'eau de l'ensemble du territoire. Il a, néanmoins, révélé des limitations techniques lors de la simulation du transport des contaminants, conduisant à des

résultats jugés inexploitables pour une analyse de risque fine. Face à ce constat, la recherche s'est réorientée vers une modélisation sectorielle ciblée. La suite logicielle Delft3D a été utilisé pour modéliser la zone comprenant une partie de la rivière des Outaouais, le lac des Deux-Montagnes et la rivière des Mille-Îles. En raison de la densité des prises d'eau potable et du franchissement de multiples traverses de pipelines, ce secteur est également critique et pertinent pour la modélisation. Le modèle hydrodynamique de la zone a été développé, calibré et validé par Kammoun et al. (2024) en s'appuyant sur les travaux initiaux de Shyaka (Léveque, 2020). Sur cette base robuste, plusieurs scénarios de déversement d'essence ont été simulés afin de quantifier les impacts potentiels sur les prises d'eau. Le choix de l'essence, en raison de sa forte teneur en benzène et de sa toxicité aiguë, représente un scénario conservateur pour la santé publique. Les simulations ont intégré un volume de déversement de 900 mètres cubes, déterminé à partir de l'analyse historique des incidents pipeliniers. Elles ont été exécutées sous des conditions de crue printanière pour représenter les cinétiques de transport les plus rapides et donc les délais d'intervention les plus contraignants.

L'analyse des résultats de simulation a montré que la dynamique de propagation des contaminants est fortement influencée par la morphologie du milieu récepteur et la localisation du point de rejet. Le premier scénario simulant une rupture dans l'Outaouais, a révélé le rôle tampon du lac des Deux-Montagnes. La dispersion latérale et la dilution entraînent des temps de parcours long mais une grande persistance de la contamination. La première PEP (Oka) est atteinte en environ 2 jours et 8 heures avec un pic de concentration modéré de 2,85 mg/l. Les usines en aval dans ce scénario ne sont touchées qu'après 5 jours avec des concentrations maximales qui ne dépassent pas 1,22 mg/l. Cette dynamique lente est contrastée avec les résultats du troisième scénario où les délais de réaction se comptent en heures. Les PEP de Sainte-Thérèse et de Sainte-Rose seraient impactées en moins de 3 heures après le début du déversement. Les pics de concentration culminent à des valeurs très élevées soit 96,66 mg/l et 80,75 mg/l respectivement pour ces deux UTEP. La durée de contamination est relativement courte, de l'ordre de 12 heures, mais l'intensité ne laisse aucune marge de manœuvre sans détection précoce. À la prise d'eau de la Régie d’aqueduc intermunicipale des Moulins (RAIM), situé le plus en aval des concentration plus élevées sont simulées. Contraire aux hypothèses de dilution linéaire, ce phénomène peut être attribuable à des phénomènes de recirculation et d'accumulation des polluants le long des rives, soulignant la complexité des mécanismes de transport en milieu fluvial anthropisé.

Ces données quantitatives, précisant les temps d'arrivée et les concentrations maximales pour chaque couple scénario-prise d'eau, ont constitué la base de données d'entrée pour l'étape d'optimisation. Ce second volet de notre recherche a consisté à déterminer la configuration optimale d'un réseau d'alerte précoce capable de sécuriser l'approvisionnement en eau. Pour ce faire, un algorithme glouton a été développé et appliqué afin de sélectionner les emplacements de sondes maximisant la couverture des scénarios de risque. Le critère de performance retenu était la capacité du système à fournir un préavis d'alerte d'au moins deux heures aux exploitants d'usines. C'est le délai jugé nécessaire pour effectuer les manœuvres de fermeture des prises d'eau en toute sécurité. L'application de l'algorithme a permis de démontrer qu'une couverture efficace ne requiert pas la multiplication au hasard des points de mesure. La solution optimale dégagée propose un réseau constitué de seulement trois stations de détection : la station hydrométrique de Rigaud, ainsi que les prises d'eau de Saint-Eustache et de Sainte-Thérèse, pour couvrir près de 90% des scénarios de vulnérabilité identifiés. Rigaud agit comme une sentinelle tandis que les deux autres positions assurent une surveillance rapprochée notamment en cas de rupture d'oléoduc dans le lac des Deux-Montagnes ou dans la rivière des Mille Îles. L'analyse de sensibilité a confirmé la robustesse de cette solution face aux variations des paramètres opérationnels tels que le budget alloué ou les délais de réaction des opérateurs. De plus, l'étude démontre que la technologie de détection elle-même n'est pas le facteur limitant, les concentrations modélisées étant généralement bien supérieures aux seuils de détection des instruments commerciaux actuels, qu'il s'agisse de fluorescence UV ou d'absorption UV. La contrainte principale demeure le positionnement géographique pour garantir le délai d'alerte.

En conclusion, ce mémoire propose une méthodologie intégrée et transférable pour la conception de réseaux de surveillance environnementale. Les recommandations formulées à l'intention des décideurs de la CMM incluent le déploiement prioritaire de sondes aux trois sites identifiés, leur interconnexion avec les systèmes SCADA des usines pour automatiser les mesures d'urgence, et la nécessité pour les municipalités situées dans les zones de risque résiduel de consolider leurs réserves d'eau ou de diversifier leurs sources. Bien que certaines limites subsistent, notamment concernant la modélisation du transport sous couvert de glace en hiver, ces travaux fournissent une base scientifique solide pour passer d'une gestion réactive à une stratégie proactive de protection de l'eau potable face aux risques industriels.

ABSTRACT

Water security in the Montreal Metropolitan Community (CMM) is a primary concern in the context of growing urbanization and aging energy infrastructure. The metropolitan territory supplies drinking water to over four million people through twenty-seven drinking water treatment plants (DWTPs) that draw raw water directly from a complex river network. This network is also crossed by several oil pipelines, such as Enbridge's Line 9B and the Trans-Northern Pipeline, which cross waterways multiple times immediately upstream of municipal drinking water intakes. This configuration, combined with a dependence on surface water, exposes the region to security risks regarding water supply. The aging state of certain pipes, coupled with the intensification of hydrocarbon transport, increases the probability of an accidental spill. However, drinking water treatment plants are not designed to eliminate massive loads of hydrocarbons. Consequently, the only mitigation measure is the preventive shutdown of their water intakes, provided there is sufficient advance notice. Yet, many DWTPs lack secondary intakes, and reserves constitute only a temporary solution. This reality imposes a reactive crisis management style that requires early and reliable contamination detection capable of guaranteeing a warning margin for municipal operators.

This thesis addresses this context of vulnerability, with the main objective of strengthening the resilience of drinking water supply systems by optimizing the positioning of continuous detection probe networks. The methodology relies on hydrodynamic modeling and hydrocarbon transport modeling within the river network. The results of these models constitute the input data for the optimization algorithm used to select probe positions. A progressive approach was implemented for the numerical modeling. A first exploratory phase focused on regional hydrodynamic modeling using TELEMAC-2D. The developed model was calibrated and validated using historical data from provincial and federal hydrometric stations. These adjustments demonstrated its capacity to faithfully reproduce water levels and flow velocities, including during extreme hydrological events (floods and low flow). This initial model allowed for a better grasp of the general water mass movements across the territory. However, it revealed technical limitations during the simulation of contaminant transport, leading to results deemed unsuitable for detailed risk analysis. Faced with this finding, the research was reoriented towards targeted sectoral modeling. The Delft3D software suite was used to model the zone comprising part of the Ottawa River, the Lake of Two Mountains, and the Mille-Îles River. Due to the density of drinking water intakes and the presence of multiple

pipeline crossings, this sector is critical and relevant for modeling. The hydrodynamic model of the area was developed, calibrated, and validated by Kammoun et al. (2024), relying on the initial work of Shyaka (Léveque, 2020). Based on this robust foundation, several gasoline spill scenarios were simulated to quantify potential impacts on water intakes. The choice of gasoline, due to its high benzene content and acute toxicity, represents a conservative scenario for public health. The simulations integrated a spill volume of 900 cubic meters, determined from historical analysis of pipeline incidents. They were executed under spring flood conditions to represent the fastest transport kinetics and, therefore, the most constraining intervention windows.

Analysis of the simulation results showed that contaminant propagation dynamics are strongly influenced by the morphology of the receiving environment and the location of the discharge point. The first scenario, simulating a rupture in the Ottawa River, revealed the buffering role of the Lake of Two Mountains. Lateral dispersion and dilution lead to long travel times but high persistence of contamination. The first water intake is reached in approximately 2 days and 8 hours with a moderate peak concentration of 2.85 mg/L. In this scenario, downstream plants are only affected after 5 days with maximum concentrations not exceeding 1.22 mg/L. This slow dynamic contrasts with the results of the third scenario, where reaction times are counted in hours. The Sainte-Thérèse and Sainte-Rose intakes would be impacted in less than 3 hours after the start of the spill. Concentration peaks reach very high values, specifically 96.66 mg/L and 80.75 mg/L respectively for these two DWTPs. The duration of contamination is relatively short, around 12 hours, but the intensity leaves no room for maneuver without early detection. At the Régie d'aqueduc intermunicipale des Moulins (RAIM) intake, located furthest downstream, higher concentrations are simulated. Contrary to linear dilution hypotheses, this phenomenon may be attributable to recirculation and pollutant accumulation along the banks, underscoring the complexity of transport mechanisms in an anthropized river environment.

This quantitative data, specifying arrival times and maximum concentrations for each scenario-intake pair, constituted the input database for the optimization stage. This second component of our research consisted of determining the optimal configuration of an early warning network capable of securing the water supply. To do this, a greedy algorithm was developed and applied to select probe locations that maximize the coverage of risk scenarios. The performance criterion selected was the system's ability to provide a warning notice of at least two hours to plant operators. This is the time deemed necessary to safely perform water intake shutdown maneuvers. The

application of the algorithm demonstrated that effective coverage does not require the random multiplication of measurement points. The optimal solution identified proposes a network consisting of only three detection stations: the Rigaud hydrometric station, as well as the Saint-Eustache and Sainte-Thérèse water intakes, to cover nearly 90% of the identified vulnerability scenarios. Rigaud acts as a sentinel, while the other two positions ensure close surveillance, particularly in the event of a pipeline rupture in the Lake of Two Mountains or the Mille Îles River. Sensitivity analysis confirmed the robustness of this solution against variations in operational parameters such as the allocated budget or operator reaction times. Furthermore, the study demonstrates that detection technology itself is not the limiting factor, as modeled concentrations are generally well above the detection thresholds of current commercial instruments, whether using UV fluorescence or UV absorption. The main constraint remains geographic positioning to guarantee the warning time.

In conclusion, this thesis proposes an integrated and transferable methodology for the design of environmental monitoring networks. Recommendations formulated for CMM decision-makers include the priority deployment of probes at the three identified sites, their interconnection with plant SCADA systems to automate emergency measures, and the need for municipalities located in residual risk zones to consolidate their water reserves or diversify their sources. Although certain limitations remain, particularly regarding transport modeling under winter ice cover, this work provides a solid scientific basis for moving from reactive management to a proactive strategy for protecting drinking water against industrial risks.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS III

RÉSUMÉ IV

ABSTRACT VII

LISTE DES TABLEAUX XIII

LISTE DES FIGURES XV

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XVII

LISTE DES ANNEXES XIX

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Mise en contexte 1

1.2 Objectifs 3

1.3 Structure du mémoire 4

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 5

2.1 Déversements d'hydrocarbures 5

2.1.1 Le transport des hydrocarbures par les pipelines 5

2.1.2 Typologie, propriétés physico-chimiques et devenir des hydrocarbures en milieu fluvial 8

2.2 Enjeux et impacts des déversements d'hydrocarbures sur l'approvisionnement en eau potable 12

2.3 Outils de Modélisation 16

2.4 Détection des hydrocarbures et gestion d'urgence 18

2.4.1 Outils de détection en temps réel 18

2.4.2 Interventions 19

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE LA MODÉLISATION HYDRODYNAMIQUE ET DU TRANSPORT DES HYDROCARBURES 21

3.1 Site d'étude 22

3.2 Outils de modélisation 24

3.3 Collecte et traitement de données d'entrée 26

3.3.1 Délimitation du domaine d'étude 26

3.3.2 Données bathymétriques 27

3.3.3 Données des station hydrométriques 33

3.4 Phase 1 : Tentative initiale de modélisation régionale (CMM) avec Delft3D FM 35

3.5 Phase 2 : modélisation régionale de la CMM avec TELEMAC 37

3.5.1 Construction du maillage 37

3.5.2 Calibration du modèle Hydrodynamique 39

3.5.3 Détermination des débits de crue et d'étiage 44

3.5.4 Scénarios de déversement 51

3.5.5 Modèle de qualité de l'eau 54

3.6 Phase 3 : Modélisation sectorielle sous Delft3D 55

3.6.1 Modèle hydrodynamique 55

3.6.2 PEP et stations hydrométriques du site 56

3.6.3 Maillage et calibration du modèle 57

3.6.4 Analyse fréquentielle 58

3.6.5 Modèle de qualité de l'eau 59

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DE MODÉLISATION 63

4.1 Phase 2 : Résultats de simulations de calibration hydrodynamique 63

4.2 Phase 2 : Résultats de modélisation des déversements d'hydrocarbures 64

4.3 Phase 3 : Résultats des simulations de déversement avec Delft3D 66

4.3.1 Premier scénario de déversement (Sc1) 66

4.3.2 Deuxième scénario de déversement (Sc2) 69

4.3.3 Troisième scénario de déversement (Sc3) 71

4.3.4 Quatrième scénario de déversement (Sc4) 73

4.3.5 Synthèse 75

4.4 Incertitudes des modèles 77

4.5 Optimisation du positionnement de dispositifs de détection 78

4.5.1 Critères de sélection des emplacements 79

4.5.2 Optimisation du positionnement par analyse gloutonne 79

4.5.3 Analyse de sensibilité et robustesse 82

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 85

RÉFÉRENCES 89

ANNEXES 95

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Les hydrocarbures transportés par les pipelines croisant un cours d'eau à la CMM (CMM, 2019b; CMM, 2022; Pipeline Trans-Nord Inc., 2025) 7

Tableau 2.2 Principaux caractéristiques des types d'hydrocarbures transportés par les pipelines traversant la CMM (Merv Fingas, 2014) 9

Tableau 2.3 Évènements majeurs de déversement d'hydrocarbure en milieu fluvial (adapté de Barrette, 2018) 13

Tableau 2.4: Les hydrocarbures réglementés et leurs seuils olfactifs 15

Tableau 2.5 : Caractéristiques des modèles 17

Tableau 3.1 Caractéristiques des trois modèles numériques utilisés dans le cadre de ce projet ... 26

Tableau 3.2 Caractéristiques des stations hydrométriques ayant servi pour la modélisation 33

Tableau 3.3 Comparaison des caractéristiques entre Mesh1 et Mesh2 38

Tableau 3.4 Détails des simulations et paramètres optimisés 41

Tableau 3.5 Résultats de l'analyse fréquentielle pour les stations de Carillon et Pointe-des-Cascades 46

Tableau 3.6 Paramètres de la loi de Weibull et Quantiles aux stations de Carillon et Pointe-des-Cascades 47

Tableau 3.7 Lois de distribution, leurs paramètres et les quantiles de crue de toutes les stations hydrométriques de débit 47

Tableau 3.8 Lois de distribution, leurs paramètres et les quantiles d'étiage de toutes les stations hydrométriques de débit 48

Tableau 3.9 Périodes de crue printanière à débit satisfaisant 50

Tableau 3.10 Période d'étiage aux stations Pointe-des-Cascades et Carillon 51

Tableau 3.11 Localisation des points de rejet simulés 52

Tableau 3.12 Indicateurs statistiques des volumes déversés et historique des événements extrêmes annuels (Régie de l'énergie du Canada, 2025a) 53

Tableau 3.13 Débits et niveaux d'eau de crue sur quatre périodes de récurrence (Kammoun et al., 2024)..... 59

Tableau 3.14 Scénarios de déversements d'hydrocarbures simulés 60

Tableau 3.15 Paramètres numériques du modèle de qualité de l'eau (adapté de Kammoun et al., 2024)..... 61

Tableau 4.1 Classement des simulations de calibration selon les indicateurs statistiques de performance..... 63

Tableau 4.2 Scénario 1 : concentrations maximales et délais d'exposition par PEP 67

Tableau 4.3 Scénario 2 : Concentrations maximales et délais d'exposition par PEP 70

Tableau 4.4 Scénario 3 : concentrations maximales et délais d'exposition par PEP 72

Tableau 4.5 Scénario 4 : concentrations maximales et délais d'exposition par PEP 75

Tableau 4.6 Configuration optimale du réseau de détection (K=4, T_{min}=120 min)..... 81

Tableau 4.7 Évolution du taux de couverture selon le nombre de sondes 82

Tableau 4.8 Robustesse de la solution face aux contrainte temporelle..... 83

Tableau 4.9 Impact de la technologie de détection (Concentration seuille) 83

Tableau A.1 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques 95

Tableau A.2 Choix des lois de distribution de chaque station pour la crue 101

Tableau A.3 Paramètres et choix des lois de distribution pour chaque station hydrométrique .. 103

Tableau A.4 Résultats de l'ajustement de différentes distributions statistiques aux données des stations hydrométriques pour le calcul des débits et des niveaux de crue (Kammoun et al., 2024)..... 105

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Aperçu du réseau d'oléoducs (Régie de l'énergie du Canada, 2025b)..... 6

Figure 2.2 Infrastructure des pipelines du Canada (adapté de Ressources naturelles Canada, 2024) 6

Figure 2.3 Carte des pipelines traversant la CMM..... 8

Figure 3.1 Schéma récapitulatif de la méthodologie..... 21

Figure 3.2 Limites de la CMM, position des prises d'eau potable et pipelines traversant la région 23

Figure 3.3 Délimitation des zones de modélisation : CMM en bleu et Mille Île en violet. 27

Figure 3.4 Cartographie de la couverture des données NONNA 28

Figure 3.5 Cartes des données internes de bathymétrie montrant la résolution variable (gauche) et celle retenue pour la modélisation (droite)..... 29

Figure 3.6 Zones sans données de bathymétrie (encerclées en rouge)..... 29

Figure 3.7 Traitement des données de bathymétrie de Garmin..... 31

Figure 3.8 Stations de transformation de référence altimétrique (Ressources naturelles Canada, 2022)..... 32

Figure 3.9 Emplacement des stations hydrométriques..... 35

Figure 3.10 Maillage non structuré de Delft3D FM..... 36

Figure 3.11 Maillage interpolé (Delft3D FM) 36

Figure 3.12 Comparaison entre Mesh1 et Mesh2 39

Figure 3.13 Débits de crue théoriques et observés aux stations Carillon, Pointe-des-Cascades et Lasalle. 50

Figure 3.14 Courbes de débits d'étiage théoriques et observés aux différentes stations..... 51

Figure 3.15 Prises d'eau potables du domaine d'étude..... 56

Figure 3.16 Niveaux d'eau observés à la station de Pointe Calumet et ceux simulés avec deux valeurs de coefficient de Manning (Kammoun et al., 2024) 58

Figure 3.17 Points de rejet, pipelines et site de prélèvement d'eau 60

Figure 4.1 Concentrations d'hydrocarbures (scénario 1) 65

Figure 4.2 Concentration en essence à la prise d'eau d'OKA aux scénarios 2, 7 et 12 65

Figure 4.3 Courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable 67

Figure 4.4 Évolution spatiale du panache d'hydrocarbures au point P1 (Scénario 1) 68

Figure 4.5 Scénario 2 : courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable 69

Figure 4.6 Évolution spatiales du panache d'hydrocarbures au point P2 (Scénario 2) 71

Figure 4.7 Scénario 3 : courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable 72

Figure 4.8 Évolution spatiale du panache d'hydrocarbures au point P3 (Scénario 3) 73

Figure 4.9 Scénario 4 : courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable 74

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

La liste des sigles et abréviations présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et les abréviations utilisés dans le mémoire ou la thèse ainsi que leur signification. En voici quelques exemples :

AIC Critères d'information d'Akaike

BIAS Biais

BIC critères d'information de Bayes

BTEX Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes

CEHQ Centre d'expertise hydrique du Québec

CHC Centre d'hydraulique canadien

CMM Communauté métropolitaine de Montréal

ECCC Environnement et Changement climatique Canada

EDF Électricité de France

EPA Environmental Protection Agency

FM Flexible Mesh

GEV Generalized Extreme Value

HAP Hydrocarbures aromatique polycycliques

KS Kolmogorov-Smirnov

MAE Erreur absolue moyenne

MDDELC Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatique

Meanlog Log-normale moyenne

MELCCFP ministère de l'Environnement de Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs

NONNA Données bathymétriques non navigationnelles

NSE Nash–Sutcliffe

OMS Organisation mondiale de la santé

PBIAS Biais relatif

PEP Prise (s) d'eau potable

RAIM Régie d'aqueduc intermunicipale des Moulins

RMSE Erreur quadratique moyenne

RNCan Ressources naturelles Canada

RQEP Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec

Sdlog Écart-type logarithmiques

SIG Système d'information géographique

UTEP Usine (s) de traitement de l'eau potable

ZC Zéro des cartes

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Données complémentaires 95

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

De nos jours, assurer la sécurité hydrique dans les grandes agglomérations urbaines est un défi majeur dans l'ingénierie environnementale (Ville de Montréal, 2025). La communauté métropolitaine de Montréal constitue un cas particulier du fait de l'imbrication entre son réseau hydrographique complexe et des infrastructures énergétiques d'envergure nationale.

Les autorités, conscientes de l'importance de la santé publique et du développement durable, sont tenues de garantir un accès fiable à une eau potable de qualité à la population en accordance avec la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés (c. C-6.2)*. Dans cette optique, il devient crucial de veiller à la protection des sources d'approvisionnement en eau potable contre les contaminants. Ces derniers représentent de plus en plus une menace dans le contexte actuel de densification urbaine et d'augmentation du transport de matières dangereuses (McQuaid et al., 2021). Parmi ces matières, les hydrocarbures transportés par train, camion-citerne, wagon-citerne et surtout par oléoduc sont devenus une source d'inquiétude à la fois pour les populations et les municipalités (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2022). Ce positionnement défensif s'explique par des évènements qui ont illustré le potentiel destructeur d'accidents de déversements sur les écosystèmes aquatiques et les infrastructures d'eau potable (Kammoun et al., 2020).

Par exemple, la catastrophe ferroviaire de Lac Mégantic survenue en 2013 a entraîné le déversement d'environ 100 000 litres de pétrole dans la rivière Chaudière (Nguyen, 2018). En conséquence, les prises d'eau de trois municipalités (Saint-Georges, Lévis et Sainte-Marie) sont restées fermées pendant plusieurs jours (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2020). De plus, les interventions de nettoyage de la rivière se sont poursuivies pendant des années et des suivis scientifiques ont été nécessaires pour tenter de rétablir la qualité de l'eau et des écosystèmes (Raphaëlle Derome, 2023).

1.1 Mise en contexte

La Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) constitue un pôle géographique et socio-économique d'importance majeure. Elle regroupe 82 municipalités et plus de 4 millions d'habitants. Son territoire s'apparente à un vaste carrefour hydrographique dominé par le fleuve Saint-Laurent et la rivière des Outaouais qui convergent pour irriguer un archipel complexe (Communauté

Métropolitaine de Montréal, 2022). Ce positionnement géographique privilégiée permet à 27 usines de traitement d'eau potable de s'approvisionner en eau brute directement dans les cours d'eau de la communauté (Barrette, 2018).

Parallèlement, le Canada s'est imposé parmi les leaders mondiaux de la production et de l'exportation de produits pétroliers (Régie de l'énergie du Canada, 2025b). Par conséquent, le pays exploite un vaste réseau de transport par oléoducs. Au niveau de la CMM, quatre conduites traversent de multiples cours d'eau essentiels: la ligne 9B d'Enbridge, l'oléoduc Trans-Nord, l'oléoduc Saint-Laurent d'Énergie Valero et le pipeline de Montréal (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2022). Ces infrastructures bien que stratégiques à l'assurance des besoins énergétiques, leur vieillissement soulève des inquiétudes sur leur intégrité structurale : certaines sont en service depuis les années 1950 ou 1970 (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2022). De plus, l'augmentation de la demande en hydrocarbures combinée à la dépendance critique aux eaux de surface augmente les conséquences potentielles pour la résilience hydrique de la CMM.

Ce contexte est aujourd'hui encadré par une rigueur réglementaire accentuée par une prise de conscience des vulnérabilités des sources d'eau potable et des écosystèmes (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2020). Au niveau fédéral, la Régie de l'énergie du Canada (REC) impose aux sociétés pipelinières l'élaboration et le maintien de programmes de gestion des urgences (Pipeline Trans-Nord Inc., 2022). En province, le gouvernement du Québec a opéré des changements majeurs ces récentes années notamment par le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (Q-2, r. 35-2) édicté en 2014 exigeant des responsables de prélèvement d'eau de surface alimentant plus de 500 personnes une analyse quinquennale de la vulnérabilité de leur source (Ndong et al., 2021). Cette démarche est complétée par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP), qui fixe des normes de concentration extrêmement sévères pour des contaminants comme le benzène (0,5 µg/L) dans l'eau potable. Ces réglementations forcent ainsi les gestionnaires à considérer les scénarios de déversement d'essence comme des situations critiques pour la santé publique.

C'est dans ce sens que, depuis 2014, la CMM s'est activement impliquée dans l'analyse de risques liés aux oléoducs notamment dans le cadre de l'inversion de la ligne 9B d'Enbridge et du projet Énergie Est (abandonné) (CMM, 2022). L'une des actions mise en place a été la création, en 2017, d'un groupe de travail métropolitain afin de formuler des recommandations pour mieux protéger

les sources d'eau en cas de déversement pétrolier. Il a rassemblé les principales usines d'eau potable du Grand Montréal ainsi que des experts en sécurité civile, santé et environnement. Les intervenants ont identifié l'alimentation en eau potable comme un enjeu critique (CMM, 2022). En effet, de nombreuses municipalités de la couronne Nord, de Laval, de l'ouest de la Montérégie et de Montréal dépendent directement des rivières des Mille Îles, des Prairies, du lac des Deux-Montagnes ou du fleuve Saint-Laurent pour leur approvisionnement (CMM, 2022).

De plus, plusieurs d'entre elles ne disposent pas sources secondaires. Les impacts d'un déversement majeur d'hydrocarbure transportés par les pipelines dans l'une de ces cours pourraient, donc, être significatif (Barrette, 2018; Kammoun et al., 2020). Ainsi, l'une des recommandations du groupe de travail métropolitain est le déploiement de réseaux de capteurs permettant une détection en continu des hydrocarbures dans les cours d'eau majeurs du territoire. Il s'agit d'installer des sondes de détection, par exemple en aval des traversées de pipelines ou à proximité des prises d'eau et d'interconnecter ces capteurs afin de signaler rapidement toute contamination en amont des installations de traitement.

1.2 Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de déterminer des emplacements optimaux de sondes de détection d'hydrocarbures dans le réseau fluvial de la CMM, à partir de simulations hydrodynamiques et de transport d'hydrocarbures. Cette détermination permet d'anticiper l'arrivée d'un panache d'hydrocarbure en cas de déversement accidentel et d'assurer un temps de réaction suffisant pour les usines de traitement d'eau potable. Ultimement, il s'agit de fournir aux gestionnaires une base scientifique pour renforcer la capacité de détection précoce des contaminants et protéger ainsi la population contre les interruptions de service ou les expositions à de l'eau contaminée.

Afin de parvenir à cet objectif général, des objectifs spécifiques ont été fixés. Il s'agit de :

- Caractériser le contexte de vulnérabilité des prises d'eau de la zone d'étude face à des déversements accidentels d'hydrocarbures, en identifiant les sources potentielles, les secteurs sensibles et les contraintes opérationnelles de réaction.
- Quantifier, pour un ensemble de scénarios de déversement, les indicateurs d'impact aux prises d'eau nécessaires à l'évaluation du risque, notamment les temps d'arrivée, les concentrations maximales et les durées de contamination.

- Construire un cadre d'évaluation permettant de relier les indicateurs d'impact aux prises d'eau à des points d'observation candidats (stations hydrométriques et sites intermédiaires), dans le but d'estimer la capacité de détection précoce pour un temps minimal d'alerte.
- Formaliser et appliquer une stratégie d'optimisation pour sélectionner un nombre limité d'emplacements de sondes, de manière à maximiser la couverture des prises d'eau et des scénarios, sous contrainte de temps minimal d'alerte.
- Analyser la robustesse des emplacements retenus en fonction des paramètres opérationnels (temps minimal d'alerte, budget de sondes, seuils de détection) et discuter les limites et conditions de transférabilité de l'approche.

1.3 Structure du mémoire

Le présent mémoire est organisé en quatre autres chapitres en dehors de celui-ci, pour détailler l'ensemble du travail mené dans le cadre de ce projet de recherche.

D'abord une revue de littérature est présentée au chapitre 2 qui rassemble les connaissances nécessaires pour situer le risque lié aux déversements d'hydrocarbures en milieu fluvial, comprendre le devenir des contaminants et appuyer les choix méthodologiques. Ensuite, le chapitre 3, retrace les étapes et les principes méthodologiques suivi pour la modélisation hydrodynamique et la modélisation de la qualité de l'eau. Au chapitre 4, l'optimisation et les critères d'emplacements des dispositifs de détection des hydrocarbures sont analysés en détail. Enfin, le chapitre 5 conclut sur les objectifs de recherche, les limites identifiées tout en offrant des recommandations structurées ainsi que des perspectives de travaux futurs.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Déversements d'hydrocarbures

Les déversements d'hydrocarbures, qu'ils soient accidentels ou dus aux rejets d'usines de production, représentent une menace majeure pour les milieux aquatiques, les écosystèmes et les activités humaines (Kvočka et al., 2021). Le pétrole brut et ses dérivés libérés dans l'environnement entraînent des risques environnementaux importants. C'est pourquoi il est nécessaire de bien caractériser les hydrocarbures en cause et d'adopter des mesures d'urgence adaptées à leur nature (Corrêa et al., 2024; Vasconcelos et al., 2025). Les cas historiques ont démontré que les impacts des déversements sont particulièrement préoccupant en eau douce (Kammoun et al., 2020). Les contaminations peuvent affecter directement les sources d'eau potable et compromettre la qualité sanitaire et organoleptique de l'eau distribuée aux populations ce qui diminue la confiance des consommateurs en la résilience du système. De plus, ces évènements de pollutions causent également des opérations de nettoyage coûteuses (Nguyen, 2018).

Par ailleurs, dans la littérature scientifique, les efforts de modélisations et de gestions de la pollution des eaux par des hydrocarbures se sont surtout focalisés sur le milieu marin où, historiquement, des volumes importants sont concernés. Toutefois, les milieux continentaux présentent également leurs propres enjeux notamment les voix de navigation et les pipelines traversant les cours d'eau qui augmentent les probabilités d'un déversement accidentel. Ces évènements malgré leur plus faible ampleur par rapport aux marées noires en mer, sont plus fréquents et peuvent se propager rapidement sous l'influence de l'hydrodynamisme fluvial. La complexité de l'hydrodynamique et la gravité de l'impact d'un évènement de pollution des cours d'eau (fleuves, rivières, lacs, etc.) aux hydrocarbures rendent son évaluation et sa gestion tout aussi importantes (Kvočka et al., 2021; Yapa & Tao Shen, 1994).

2.1.1 Le transport des hydrocarbures par les pipelines

Le Canada est l'un des principaux producteurs de pétrole au monde avec en moyenne 784 milliers de mètres cubes par jour (Régie de l'énergie du Canada, 2025b). Le transport d'hydrocarbures au Canada et au Québec implique le rail, le transport maritime, le transport routier et principalement les oléoducs. En 2020, par exemple, 88% du pétrole brut furent exportés par pipeline le reste étant acheminée par voie ferroviaire ou maritime (Gouvernement d'Alberta, 2021). En outre, le volume

de produits pétroliers transportés a augmenté ces dernières années en partie dû aux avancées technologiques permettant d'extraire du pétrole non conventionnel (Song et al., 2024). Cette augmentation de l'occurrence des transports d'hydrocarbures accentue le risque de déversement accidentel dans les sources d'eau potable (Kammoun et al., 2020).

La Figure 2.1 montre les étapes du transport des produits pétroliers de leur lieu de production jusqu'à leur lieu d'expédition. En effet, le pétrole brut est acheminé du lieu de production par des pipelines dites de collecte vers les installations de stockage et de transformation. Ensuite le produit est convoyé par les pipelines de transport et d'amenée vers les raffineries ou les points d'exportations (Régie de l'énergie du Canada, 2025b).

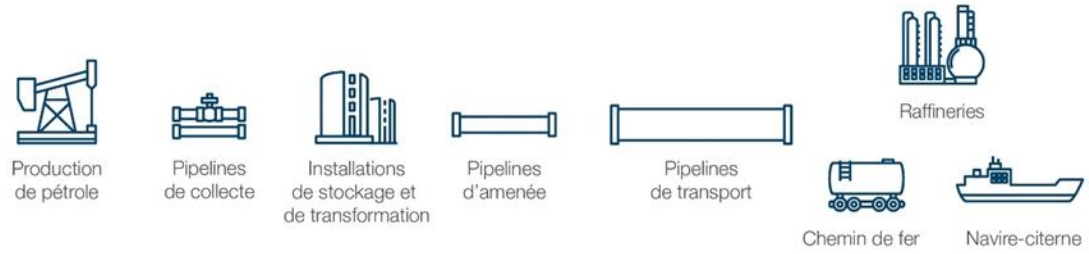

Figure 2.1 Aperçu du réseau d'oléoducs (Régie de l'énergie du Canada, 2025b)

Ce vaste réseau de transport est estimé à 840 000 kilomètres répartie entre les différents types de pipelines caractérisés selon leur fonction. La Régie de l'énergie anciennement l'office de l'énergie est responsable à l'échelle nationale des pipelines qui vont au-delà des frontières provinciales ou internationales, soit environ 73 000 km (Figure 2.2) (Ressources naturelles Canada, 2024).

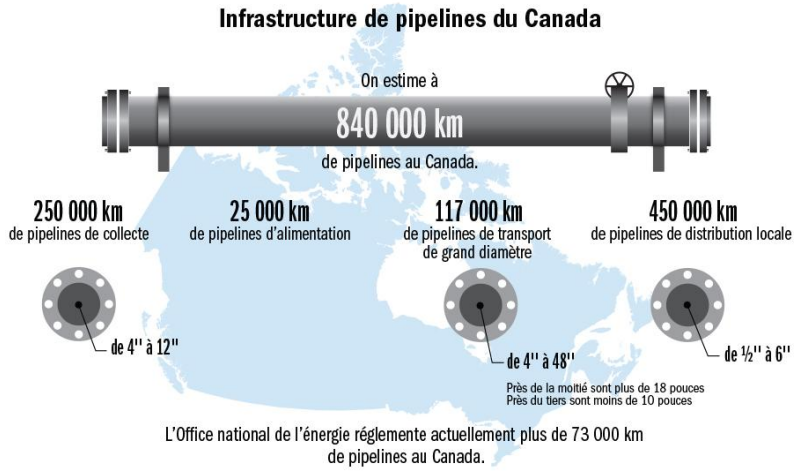

Figure 2.2 Infrastructure des pipelines du Canada (adapté de Ressources naturelles Canada, 2024)

Ces réseaux d'oléoducs transportent divers produits pétroliers tels que le brut, les raffinés et des liquides de gaz naturel. Les produits sont transportés en lots séparés pour éviter des contaminations, ce qui complexifie leur acheminement et impacte sur le risque de déversement (Régie de l'énergie du Canada, 2025b).

Au Québec, plusieurs oléoducs transportent des quantités importantes d'hydrocarbures sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM). Ils sont présentés dans le Tableau 2.1 suivant.

Tableau 2.1 Les hydrocarbures transportés par les pipelines croisant un cours d'eau à la CMM (CMM, 2019b; CMM, 2022; Pipeline Trans-Nord Inc., 2025)

Pipeline	**Compagnie**	**Cours d'eau traversés**	**Hydrocarbures transportés**	**Capacité (barils/jour)**
Saint-Laurent	Énergie Valero	Fleuve Saint-Laurent	Essence	100000
Montréal	Pipe-lines Montréal ltée	Rivière Richelieu, Fleuve Saint-Laurent	Pétrole brut	240000
Trans-Nord	Trans-Nord Inc.	Rivière des Prairies, Rivière des Mille Îles, Rivière des Outaouais	Carburant d'aviation, Diesel, essence	172900
Enbridge- ligne 9B	Enbridge Inc.		Pétrole brut, bitume dilué	300000

L'analyse du réseau de transport pipelinier dans la région (Figure 2.3) montre des vulnérabilités structurelles importante notamment au sein d'infrastructures vieillissantes. C'est le cas de la ligne 9B d'Enbridge mise en service en 1970. Sur 1927 incidents déclarés à la Régie de l'énergie du Canada depuis 2008, 200 sont dus à l'intégrité des infrastructures (Régie de l'énergie du Canada, 2025a). De son côté, Trans-Nord présente le risque le plus important dans la zone du fait de son ancienneté (1952), de sa proximité avec le milieu urbain et ses antécédant en termes de défaillances techniques. Il a également fait l'objet de multiples infractions de la part de l'Office national de l'énergie devenue la Régie de l'énergie du Canada (Barrette, 2018; Communauté Métropolitaine de Montréal, 2022). Quant au Pipeline Saint-Laurent bien que plus récent ; mis en place en 2012 seulement ; l'exploitation d'un tronçon datant de 1968 soulève des enjeux de résilience (Barrette, 2018). Enfin, il convient de souligner que Pipeline Montréal en 2015 ne fonctionnait qu'à 22% de sa capacité. Son exploitation est devenue sporadique voire nulle depuis l'inversion de la Ligne 9B d'Enbrigde (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2022).

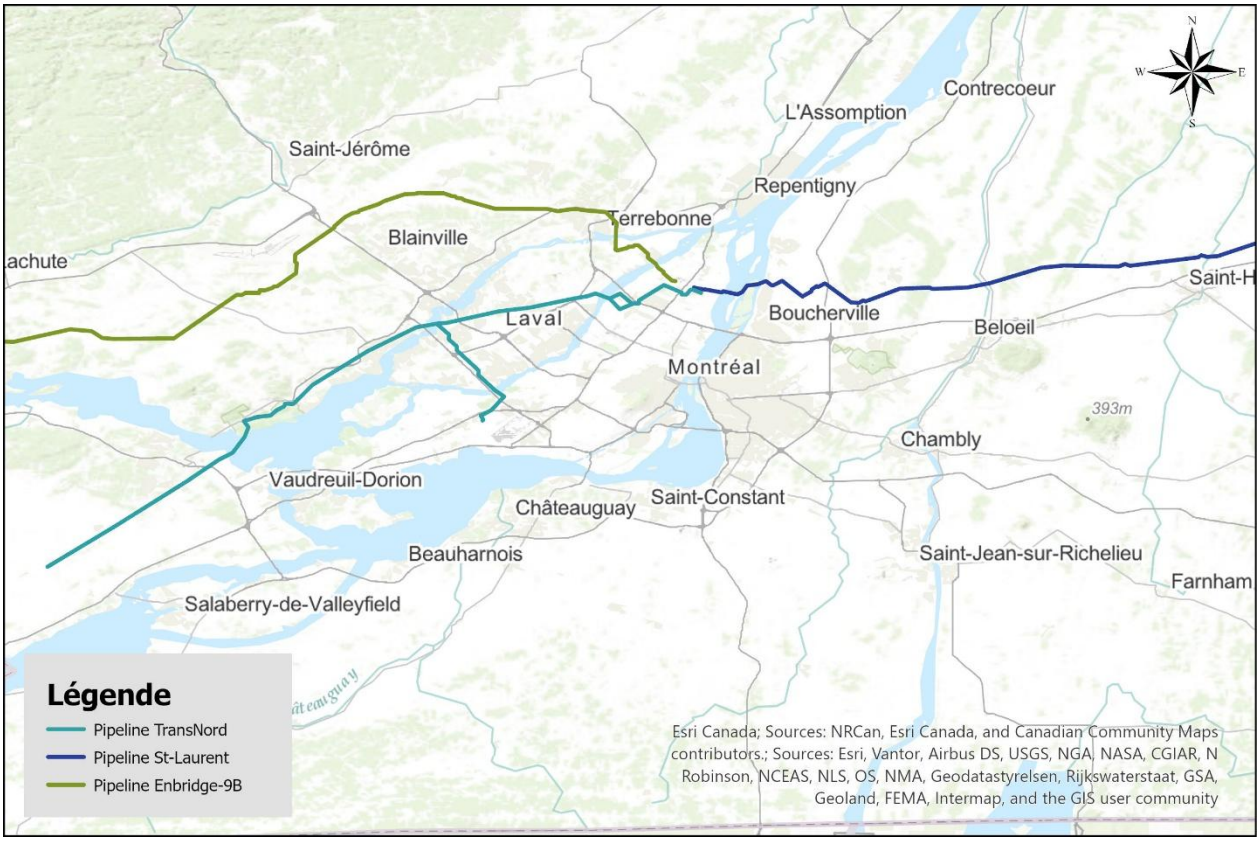

Figure 2.3 Carte des pipelines traversant la CMM

2.1.2 Typologie, propriétés physico-chimiques et devenir des hydrocarbures en milieu fluvial

Le devenir (ou altération) des hydrocarbures constitue l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques qui modifient la substance après un déversement dans un cours d'eau. L'intensité et la vitesse de cette altération dépendent de deux facteurs principaux : les conditions hydrologiques et environnementales du milieu et les propriétés physicochimiques des hydrocarbures (Kvocka et al., 2021).

Les hydrocarbures transportés par oléoducs se divisent principalement en trois catégories. La première est celle des pétroles bruts non raffinés qui sont classés en produits légers, moyens, lourds ou extras lourds selon leur densité. Il contient généralement quatre familles de molécules : saturées, aromatiques, les résines et les asphaltènes (Allaire-Verville, 2015). Avec une composition moléculaire variée, leurs chaînes de carbone s'étendent de C5 (5 atomes de carbone) à C40 (Merv Fingas, 2014; Pimsee, 2014). La deuxième catégorie est constituée des produits raffinés volatils et

légers incluant les carburants tels que l'essence, le diesel et le kérosène (Ryan et al., 2019a). Ils se caractérisent par des chaînes carbonées plus courtes et leur forte volatilité. Ainsi, l'essence se compose essentiellement d'hydrocarbures en C4 à C12, le kérosène de C6 à C16, tandis que le diesel couvre une gamme allant de C8 à C21 ou C28 (Merv Fingas, 2014; Nguyen, 2018). Ces produits se distinguent par leur forte teneur en benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes (BTEX). Les produits bitumeux notamment le bitume dilué (dilbit) représentent la troisième catégorie d'hydrocarbures transportés par oléoducs. Ils sont dérivés des sables bitumineux d'Alberta et sont dilués avec des condensats pour réduire leur viscosité et les rendre transportable par pipeline (Ryan et al., 2019a). Le bitume est composé de molécules lourdes à longue chaîne (C10 à C40), dont beaucoup sont même de C34 ou plus. Les diluants utilisés, quant à eux, sont des hydrocarbures légers (Merv Fingas, 2014). Ces propriétés sont résumées dans le Tableau 2.2.

Dans le cadre de la CMM, tel que montre le Tableau 2.1, le pétrole brut lourd et léger et les produits raffinés tels que l'essence et le kérosène sont les principaux hydrocarbures transportés par les pipelines qui traversent les cours d'eau de la communauté.

Ces substances se distinguent par leur densité, leur viscosité, leur tension superficielle, leur solubilité et leur composition en composés légers, saturés et aromatiques (Tableau 2.2). Tous ces paramètres dictent le comportement du pétrole après un déversement (lee et al., 2015; Keramea et al. 2021; Riazi et al. 2025). Les produits raffinés (essence, diesel, condensats) ont une faible viscosité, un pouvoir de dissolution plus élevé et sont riches en fraction volatils contrairement aux bruts lourds et certains mazouts résiduaires qui sont visqueux et majoritairement constitués de composés peu volatils et hydrophobes (National Research Council,2003). Les produits légers forment donc une nappe de surface mince et mobile dont une grande partie s'évapore rapidement. En revanche les produits lourds (bitume, dilbit) constituent des nappes épaisses, forment des émulsions stables avec l'eau et peuvent se mélanger aux sédiments (Keramea et al., 2021).

Tableau 2.2 Principaux caractéristiques des types d'hydrocarbures transportés par les pipelines traversant la CMM (Merv Fingas, 2014)

Catégorie de produit	**Volatil**	**Léger**	**Moyen**	**Lourd**
Exemples	Essence, Kérosène	Diésel, Fuels domestiques	Bruts Légers / Moyens, Bitume Dilué frais (Dilbit)	Mazout Lourd, Bruts Lourds, Dilbit Altéré

Tableau 2.3 Principaux caractéristiques des types d'hydrocarbures transportés par les pipelines traversant la CMM (Merv Fingas, 2014). (suite)

Catégorie de produit	**Volatil**	**Léger**	**Moyen**	**Lourd**
Densité (g/mL)	~0,72	~0,84. Inférieure à ~0,85	0,78 à 0,90	0,88 à 1,04. Peut couler en eau douce
Viscosité (mPa.s)	Très faible (~0,5)	Faible (~2)	Moyenne (10-50)	Forte à très forte (1 500 à 50 000)
Volatilité	Très élevée : s'évapore complètement en 1-2 jours.	Modérée : laisse un résidu pouvant aller jusqu'au tiers du volume déversé	Modérée : évaporation modérée (jusqu'à 50% pour les bruts). Forte tendance à l'émulsification	Très faible à nulle : 2-5% évapore
Longueur chaîne carbonée	C4-C13	C8-C28	C1-C40	C12-C50
Teneurs en BTEX et HAP	BTEX élevés (15-25% en masse). Pauvre en HAP.	Concentrations modérées de BTEX et HAP. Teneur en HAP relativement élevée pour le diésel	Aromatiques 10-35%. BTEX faibles (0,1-2,5%)	BTEX très faibles (0,01-2%). HAP et résines/asphaltènes élevés.
Persistance dans l'eau douce	Non-persistant. Très toxique (surtout BTEX solubles). L'intervention est généralement inutile en raison de la rapide évaporation.	Faible persistance. Contamination modérée et nettoyage possible.	Persistance plus importante que les carburants légers. L'altération modifie considérablement la densité et la viscosité. Le Dilbit perd rapidement sa portion légère (diluant).	Très persistant. Faible dissolution et évaporation. Nettoyage complexe des berges et sédiments.

Par ailleurs, l'influence des conditions environnementales sur les propriétés des hydrocarbures affecte leur comportement et leur transport dans l'eau. Par exemple la température conditionne la viscosité, la solubilité, la biodégradation et la vitesse d'évaporation tandis que le vent et la turbulence régulent l'étendue de la dispersion. De même, la morphologie du cours d'eau contrôle les zones de rétention ou d'accélération du courant. Mais encore, la présence de glace change la dynamique de propagation, prolonge la contamination et complexifie les opérations de récupération (Song et al., 2024; Splaulding et al., 2019; Keramea et al., 2021).

Dès les premiers instants suivant un déversement, le pétrole subit une transformation due aux effets combinés de la gravité, de la tension superficielle, des courants et du vent. Les processus initiaux d'étalement et d'advection en surface réduisent rapidement l'épaisseur de la nappe. Cette dernière est ensuite emportée par le courant et le cisaillement de la rivière et prend une forme allongée (Ryan et al., 2019a). En eaux continentales, ce déplacement physique est le principal mécanisme de propagation des substances polluantes hydrophobes notamment les hydrocarbures. Leur trajectoire suit les lignes de courant de surface et peut être influencée par des obstacles naturels tels que des îles ou des méandres ou d'autres d'origines entropiques comme les digues et barrages (Lefaivre et al., 2020).

En parallèle, les hydrocarbures à courte chaîne carbonée à l'instar des BTEX s'évaporent sous l'effet de la température. En effet, ceux-ci sont très volatils et présente une faible densité (Tableau 2.2) qui leur permet de rester en surface et de s'évaporer. L'intensité du processus repose sur la température, le degré d'étalement et la composition initiale du produit (teneur en C5-C10, BTEX, et autres huiles légères) (Ryan et al., 2019a). L'évaporation peut réduire considérablement le volume de substances initialement déversé mais modifie par la même la viscosité et la densité du produit résiduel en plus de transférer des gaz inflammables et toxiques dans l'air (Environnement et Changement climatique Canada ECCC, 2023; Keramea et al., 2021). Ces mêmes hydrocarbures légers volatils (BTEX, hydrocarbures aromatique polycycliques dits HAP, naphtalène) sont également les plus solubles. Par conséquent, une faible fraction des huiles légères, à défaut d'évaporation, se dissout dans la colonne d'eau et contamine le milieu aquatique. Bien que la part dissoute soit mineur comparée au volume total déversé, ce processus est déterminant sur le plan toxicologique car il rend les substances les plus dangereuses directement assimilables par les organismes aquatiques. De plus il est une préoccupation majeure pour les prises d'eau potable (ECCC, 2023; Riazi, 2025; Ryan et al., 2019a).

Le brassage hydrodynamique causé par la présence de méandres, seuils et confluences entraîne la dispersion la fragmentation de la nappe en fines gouttelettes qui s'enfonce dans la colonne d'eau (ou verticalement). Le mécanisme est sous l'influence du vent et de la turbulence de l'écoulement (Kvočka et al., 2021; Röhrs et al., 2018). Celle-ci conduit également à la formation d'émulsion : l'eau s'incorpore aux hydrocarbures et forme une émulsion visqueuse qui s'adhère facilement aux sédiments et décante au fond avec ces derniers. Le phénomène accroît considérablement le volume apparent du déversement et sa viscosité, ce qui complexifie son nettoyage (Keramea et al., 2021).

Par ailleurs, la partie exposée aux rayonnement solaire de la nappe, subit une oxydation lente de certaines molécules d'hydrocarbures. La photo-oxydation n'assume qu'une faible partie de l'élimination du pétrole mais conduit à la formation de croûtes de surface persistantes (Ryan et al., 2019a).

En outre, les micro-organismes peuvent dégrader les hydrocarbures en les utilisant comme sources de carbone et d'énergie, c'est la biodégradation (Pipeline Trans-Nord Inc., 2022). Ce mécanisme est conditionné par la disponibilité en oxygène et en nutriments ainsi que la température de l'eau. Il est également plus rapide pour les produits légers que pour les composés plus lourds et demeure le processus dominant à long terme pour les HAP (Pimsee, 2014).

Enfin, en milieu riche en matière en suspension, des agrégat huile-particules peuvent se former. Selon que la densité apparente du mélange est proche de celle de l'eau ou pas, celui-ci peut soit rester en suspension ou sédimenter vers le fond du lit (Demoner et al., 2023; Kvočka et al., 2021).

2.2 Enjeux et impacts des déversements d'hydrocarbures sur l'approvisionnement en eau potable

En rivière, le délai d'atteinte d'une prise d'eau du panache d'hydrocarbures qui se déverse varie de quelques heures à quelques jours dépendamment du courant et des conditions hydrologiques (Kammoun et al., 2024). Par conséquent, les autorités compétentes disposent d'une fenêtre de temps limitée pour la gestion des interventions pour protéger les sites de prélèvement (Kammoun et al, 2024; Ndong et al., 2021; Yu et al., 2020).

Le déversement de pétrole lourd dans la rivière Kalamazoo (Michigan, États-Unis) en 2010 illustre la sévérité de ces enjeux. À la suite d'une rupture d'une conduite de pipeline, plus de 3000 m^3 de bitume dilué ont fui et se sont propagé sur plusieurs dizaines de kilomètres le long de la rivière (Yang et al., 2022). Les phénomènes de météorisation décrits plus haut entrant en jeux, le pétrole s'épaissi et une partie est adsorbée et sédimente vers le fond. Les interventions pour le nettoyage et la restauration du milieu ont duré environ cinq années et ont coûté plus d'un milliard de dollars américain à l'exploitant Enbridge (Yang et al., 2022).

Au Québec, la tragédie ferroviaire de Lac Mégantic illustre également les conséquences désastreuses d'un déversement massif d'hydrocarbures en milieu fluvial. Un volume de 100 m^3 de

pétrole brut s'est retrouvé dans la rivière Chaudière à la suite du déraillement d'un train en centre-ville. L'accident a conduit à la fermeture de 3 prises d'eau pendant 75 jours et les effets sur les espèces benthiques se sont étalés sur plusieurs années (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MDDELCC], 2014). Le Tableau 2.4 ci-dessous recense les évènements majeurs de déversement d'hydrocarbures survenus ces dernières années en Amérique du Nord.

Tableau 2.4 Évènements majeurs de déversement d'hydrocarbure en milieu fluvial (adapté de Barrette, 2018)

Lieu de l'accident	**Année**	**Type d'accident**	**Produit déversé**	**Volume déversé**	**Durée fermeture prise d'eau**
Rivière Saskatchewan Nord, Saskatchewan	2016	Rupture d'oléoduc	Bitume dilué	250 m³	57 jours (3 prises d'eau)
Long Lake, Alberta	2015	Fuite lente non détectée	Bitume dilué	5 000 m³	Non documenté
Gogama, Ontario	2015	Déraillement ferroviaire	Pétrole brut	~ 1 100 m³	Avis de non-consommation
Longueuil, Québec	2015	Bris de conduite	Carburant Diésel	< 10 m³	Avis de non-consommation
Glendive, Montana	2015	Rupture d'oléoduc	Pétrole brut	190 m³	2 jours
Red Deer River, Alberta	2012	Rupture d'oléoduc	Pétrole brut léger	475 m³	Non documenté
Silvertip, Montana	2011	Rupture d'oléoduc	Pétrole brut	180 m³	Non documenté
Kalamazoo, Michigan	2010	Rupture de la ligne 6B (Enbridge)	Pétrole brut lourd dilué	3 191 m³	Pas de fermeture
Pine River (C.-B.)	2000	Rupture d'oléoduc	Condensats de gaz naturel	985 m³	≈ 6 jours

Ces évènements démontrent bien qu'un déversement d'hydrocarbures est susceptible d'affecter la qualité d'une source d'eau au point d'influencer son exploitation par l'usine de traitement d'eau

potable (UTEP). En effet, celle-ci, peut être amenée à interrompre le captage ou à recourir à une prise d'eau alternative. Cette vulnérabilité des sources d'eau représente donc un risque critique pour les UTEP qui desservent les 4,3 millions de résidents de la CMM et dont seules trois d'entre elles disposent d'un site de prélèvement secondaire (Mario-Petrone, Le Royer (Longueuil) et ville de Candiac) (Barrette, 2018; Communauté métropolitaine de Montréal, 2025). Ainsi, en cas d'interruption du pompage d'eau brute les usines doivent alors compter sur leurs réserves dont l'autonomie est limitée. En somme, les conséquences dépendent entre autres du volume et du type de produit déversé, de la durée du déversement, de la proximité avec un site de prélèvement mais aussi de la capacité de réponse des opérateurs (Nguyen, 2018). Par exemple, en 2015, une fuite de diesel à partir d'une usine de filtration est survenue à Longueuil et 28 m^3 de carburant se sont déversés dans le fleuve Saint-Laurent. Ce déversement d'hydrocarbures a entrainé l'émission d'un avis de non-consommation pour plusieurs jours qui a affecté près de 300 000 personnes (Lefèbvre, 2015; Ryan et al., 2019b). Cet évènement met en lumière la vulnérabilité des prises d'eau face aux déversements accidentels d'hydrocarbures d'autant plus que les UTEP ne sont pas équipés pour le traitement de ce type de substance même en volume limité (Nguyen, 2018).

Sur le plan sanitaire, les gouvernement fédéral et provincial ont mis en place des réglementations pour limiter la concentration de certains hydrocarbures dans l'eau potable en raison de leur toxicité (Tableau 2.5). Parmi eux, le benzène et le benzo[a]pyrène qui sont les seuls hydrocarbures normés par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec* (RQEP). En raison de leur cancérogénicité et de leur toxicité aiguë ou chronique pour la santé humaine, leur concentration est limitée respectivement à 0.5 µg/L et 0.01 µg/L (Ministère de l'Environnement de Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs [MELCCFP], 2025). Au fédéral, la concentration maximale recommandée par Santé Canada quatre fois plus élevée que celle du RQEP pour le benzo[a]pyrène (0,04 µg/L) et 10 fois plus grande pour le benzène soit 5 µg/L. Santé Canada fixe également des limites de concentration à des fins esthétiques (nommées objectifs esthétique) pour d'autres hydrocarbures. Il s'agit du toluène (0.06 µg/L), de l'éthyle benzène (0.14 µg/L) et des xylènes totaux (0.09 µg/L) (Santé Canada, 2025). Les concentrations limites de BTEX et de benzo[a]pyrènes dans l'eau potable fixées au niveau fédéral et provincial restent inférieures aux recommandations de l'organisation mondiale de la santé (OMS). Ces règlementations reflètent une préoccupation des instances réglementaires pour ces composés même si les normes ne couvrent qu'une partie des substances généralement présentes dans les produits pétroliers transportés par les

pipelines. Au demeurant, la détection de BTEX (Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes) peut être un indicateur de la présence d'autres hydrocarbures aromatiques.

Au-delà du risque sanitaire, les hydrocarbures posent un défi esthétique notable. Certains hydrocarbures présentent des seuils olfactifs très faibles (Nguyen, 2018; Pipeline Trans-Nord Inc., 2022). Ils sont alors perceptibles à l'odeur et au goût or les consommateurs jugent la qualité de l'eau selon des critères esthétiques. Ils peuvent ainsi détecter des hydrocarbures avant que leurs seuils toxicologiques ou que leur valeur limite d'exposition ne soient atteints. Dès lors, l'eau est caractérisée d'esthétiquement non acceptable (Barrette, 2018; Nguyen, 2018).

Tableau 2.5: Les hydrocarbures réglementés et leurs seuils olfactifs

Organismes réglementaire	**RQEP (MELCCFP, 2025)**	**(Santé Canada, 2025)**	**(OMS, 2017)**	**(EPA, 2015)**	**Détection à l'odeur**	**Détection au goût**
					(Nguyen, 2018; OMS, 2017)	
	Concentrations en (μg/L)					
Benzène	0,5	5	10	5	190	-
Toluène	-	60	700	1000	24-170	40-120
Éthylbenzène	-	14	300	700	2-130	72-200
Xylène	-	90	500	10000	20-1800	300
Benzo[a]pyrène	0,01	0,04	0,7	0,2	-	-

Au-delà des enjeux techniques et sanitaires, l'impacts des déversements d'hydrocarbures renferment aussi des enjeux socio-économiques non négligeables. Les analyses, les interventions, la communication avec a population et la perception de celle-ci représentent des coûts élevés pour les municipalités. C'est dans ce cadre que la nécessité de la prévention et de l'anticipation de ce genre de situation est soulignée dans le plan de mesure d'urgence des sources d'eau potable de la Ville de Montréal (McQuaid et al., 2021) et dans le rapport du *groupe de travail métropolitain sur les mesures additionnelles pour assurer l'alimentation en eau potable en cas de déversement* (CMM, 2019b). En plus de limiter les perturbations futures, les mesures préventives permettent également de maintenir la confiance des usagers envers l'eau de robinet mais surtout de protéger la santé publique.

2.3 Outils de Modélisation

La modélisation hydrodynamique est de plus en plus utilisée comme un outil de gestion des risques environnementaux. Elle permet de simuler des scénarios de déversement et génère des résultats utiles à l'optimisation des protocoles d'intervention (Riazi, 2025).

Le principe repose sur deux composante, un modèle hydrodynamique pour représenter le comportement du cours d'eau et un modèle de transport et de devenir des hydrocarbures qui reflète leur déplacement et altération physico-chimique (Keramea et al., 2021; Kvočka et al., 2021).

Selon les données disponibles, la complexité de la zone et les objectifs de l'étude, la modélisation peut se faire suivant une, deux ou trois dimensions (Kvočka et al., 2021). Par exemple pour les cours d'eau peu profonds et larges, un modèle bidimensionnel peut suffire pour représenter adéquatement le système tout en offrant un bon compromis entre précision et coût de calcul. Ce type de modèle résout les équations de Saint-Venant pour déterminer les hauteurs d'eau et les composantes de vitesse. Langlois, S. (2020), par exemple, a utilisé TELEMAC-2D pour développer un modèle hydrodynamique du réservoir Eastmain-1 qui lui a servi de base de comparaison avec les données d'un altimètre radar nouvellement mis en place. De même, Taghipour et al. (2019) ont utilisé MIKE 21 et son module CAB-lab de l'institut danois d'hydrodynamique pour modéliser une section de la rivière des Outaouais.

Au niveau de la CMM, des ouvrages de modélisation ont déjà été mené pour certains cours d'eau. Ndong et al. (2021) ont développé un modèle hydrodynamique tridimensionnel (3D) pour la rivière des Prairies à l'aide du logiciel Delft3D et de ses modules de qualité de l'eau, Delft-WAQ et Delft-PART. Cette configuration leur a permis d'étudier la contamination des eaux par les hydrocarbures (Delft-PART) ainsi que par *Escherichia coli* (Delft-WAQ). Par la suite, Kammoun et al. (2024) ont développé un modèle à l'aide de Delft3D couvrant la rivière des Mille-Îles, le lac des Deux-Montagnes ainsi qu'une partie de la rivière des Outaouais. Leur configuration a permis d'étudier les impacts de déversements d'hydrocarbures liés à des ruptures d'oléoducs, à des accidents de camion-citerne et de wagon-citerne, et de simuler la qualité microbiologique de l'eau résultant des débordements des ouvrages de surverses et des rejets des effluents des stations de récupération des eaux usées situées en amont des prises d'eau de six usines de traitement de l'eau potable.

HEC-RAS, un logiciel développé par le corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis a été utilisé par Yang et al. (2022) pour développer leur modèle unidimensionnel (1D) utilisant également les

équations de Saint-Venant dans un contexte non stationnaire. Ils ont utilisé le modèle pour reproduire le déversement de pétrole de la ligne 6B de Enbridge survenu aux États-Unis en 2010.

Par ailleurs, le tableau ci-dessous présente les caractéristiques de quelques modèles de transport des hydrocarbures.

Tableau 2.6 : Caractéristiques des modèles

Caractéristique/Processus	**TELEMAC Mascaret**	**DELFT3D**	**MIKE 21**	**SPILLCALC [10]**
Dimensionnalité (HD)	1D[1] /2D/3D [2]	2D/3D [6]	2D/3D [8]	3D
Type de Licence	Ouverte [3]	Ouverte / Commercial [7]	Commercial (Coût significatif) [9]	Propriétaire / Commercial
Maillage	Non structuré [4]	Structuré [6]	Structuré [8]	Structuré
Advection et Diffusion	Oui [4]	Oui [7]	Oui [8]	Oui
Étalement	Oui [4]	Oui [7]	Oui [8] [9]	Oui
Évaporation	Oui [4]	Oui [7]	Oui [9]	Oui
Dissolution	Oui (traceur) [4]	Oui [7]	Oui [9]	Oui
Dispersion (Entrainement)	Non spécifié	Oui [7]	Oui [8]	Oui
Émulsification	Non spécifié	Oui [7]	Oui [9]	Oui
Sédimentation / Floculation	Oui [5]	Oui [7]	Oui [8]	Oui
Biodégradation & Photo-oxydation	Non spécifié	Oui [7]	Oui [9] (Biodégradation)	Non spécifié
Modélisation des Opérations de Nettoyage	Non	Non	Oui (Prévision et alerte) [8]	Oui

[1] (Nicole GOUTAL et al., 2022). **[2]** (EDF-R&D, 2009). **[3]** (EDF, 2025). **[4]** (EDF-R&D, 2022c, 2022b). **[5]** (EDF-R&D, 2022a). **[6]** (Deltares, 2023a). [7] (Deltares, 2025). **[7]** (Deltares, 2023b). **[8]** (DHI Group, 2007). **[9]** (DHI Group, 2017). **[10]** (Tetra Tech, s. d.)

Par ailleurs, dans la littérature, un vaste nombre de modèles hydrodynamiques en milieu marin sont disponibles. Cependant, en raison de la dynamique des courants et de la géométrie des canaux ainsi que l'interaction avec les berges, la modélisation en eau continentale se distingue de celle du milieu marin et présente son propre lot de défis (Kvočka et al., 2021).

En outre, la présence de glace est un facteur souvent négligé par les modèles standards. Or, dans un contexte nordique comme celui du Québec, la couverture de glace influence le transport des

hydrocarbures et modifie les courants de surfaces. Tel que mentionné plus haut, la glace encapsule les hydrocarbures et limite leur évaporation. Ainsi, un modèle ne prenant pas ces phénomènes en compte est susceptible à des erreurs de prédiction de la trajectoire et du devenir des hydrocarbures (Song et al., 2024). Enfin, le futur de la modélisation, du moins en zone marine, est orienté vers l'intégration de données expérimentales et à temps réel et de l'intelligence artificielle pour une meilleure gestion des urgences (Keramea et al., 2023; Vasconcelos et al., 2025).

2.4 Détection des hydrocarbures et gestion d'urgence

2.4.1 Outils de détection en temps réel

La détection rapide des hydrocarbures lors d'un déversement est un facteur clé dans la protection des sources d'eau potable. Les outils utilisés sont principalement de trois types : la télédétection, les dispositifs de surveillance *in situ* et l'analyse en laboratoire.

La surveillance par télédétection implique l'utilisation de radar ou d'imagerie satellite pour détecter les nappes d'hydrocarbures. Cette technique est surtout utilisée en milieu marin (Kvočka et al., 2021). En milieu fluvial, elle peut être employée pour des plans d'eau tels que le lac Saint-Louis ou le lac des Deux-Montagnes mais elle est moins adaptée aux rivières étroites. De surcroît, la nuit, le brouillard ou la présence de glace réduisent la visibilité et limite l'efficacité de survols aériens (Fingas & Brown, 2018; Keramea et al., 2021). La télédétection est également une méthode couteuse dû aux instruments sophistiqués utilisés et des qualifications du personnel nécessaires (Corrêa et al., 2024). Dans le contexte d'une surveillance *in situ*, des capteurs sont installés directement dans l'eau et permettent de détecter en continu divers composés indicateurs de la présence d'hydrocarbures. Différentes technologies de sondes sont utilisées parmi lesquelles l'absorption UV, la spectroscopie infrarouge et la fluorescence UV (Nguyen, 2018; Weidhaas et al., 2016). Cette dernière a fait l'objet de l'étude de Pärt et al. (2021) qui ont testé plusieurs sondes dans des conditions contrôlées. Ils montrent que les capteurs sont capables de détecter le diesel à de faible concentration tandis que la présence d'algues ainsi que la turbidité affectent leur sensibilité. De même Nguyen, (2018) a comparé l'adsorption UV, la fluorescence UV et le transfert gaz/liquide et a conclu que la performance et donc le choix de la technologie dépend du type d'hydrocarbure (kérosène, essence, diésel). Étant donné que la présence de matière organique ou d'autres composés chimiques peuvent conduire à des fausses alertes par les capteurs (Pärt et al., 2021), en complément, des prélèvements ponctuels sont analysés au laboratoire. Ces analyses

permettent de confirmer les concentrations de BTEX et HAP mais les délais analytiques (planification, transport, traitement…) sont un désavantage en contexte de gestion d'urgence (Nguyen, 2018).

Il devient, dès lors, pertinent de combiner les systèmes de détection positionnés à des endroits stratégiques, les échantillonnages ciblés pour la gestion des faux positifs et la modélisation pour anticiper le déplacement des panaches de contaminants. Une telle approche à barrières multiples fourni une information fiable aux opérateurs des UTEP.

2.4.2 Interventions

Une fois la fuite d'hydrocarbures confirmée, les mécanismes de gestion d'urgence se mettent en place. La Régie de l'énergie du Canada qui régit les oléoducs traversant plusieurs provinces exige des exploitants l'élaboration et le maintien à jour de plans de mesures d'urgence détaillés selon le *Règlement de la Régie canadienne de l'énergie sur les pipelines terrestres, (DORS/99-294*). Au Québec, ils ont également l'obligation selon la *Loi sur la qualité de l'environnement (Q-2)* de signaler le déversement aux autorités, d'arrêter sa source, de nettoyer et décontaminer les matières déversées ainsi que de restaurer, dans la mesure du possible, l'environnement (*Règlement relatif à l'exploitation d'établissements industriels, Q-2, r. 26.1*). Dans le cas où les interventions de nettoyage sont assurées par une instance gouvernementale, la compagnie d'oléoduc doit en couvrir les coûts et compenser toute partie ayant subi des dommages ou pertes (Gouvernement du Canada, 2023).

Prenons, à titre d'exemple, Trans Nord dont les oléoducs traversent des cours de la CMM. Le plan d'intervention de Trans-Nord décrit leurs procédures internes de détection de fuite, de mobilisation des ressources et de communication avec les autorités locales (Pipeline Trans-Nord Inc., 2022). Il détaille aussi les méthodes de confinement et de récupération du produit ainsi que les modalités d'arrêt d'une intervention. Les barrages flottants sont le principal outil qui leur permet de focaliser la nappe et de la dévier vers des points de collecte où des camion citernes sous vide ou d'autres équipements de récupération sont utiliser pour récolter le polluant (Pipeline Trans-Nord Inc., 2022).

Par ailleurs, le plan particulier d'intervention intermunicipal pour l'eau potable (CMM, 2019a) se veut être un plan d'action stratégique pour le maintien de l'approvisionnement en cas de pénurie. En structurant la coordination entre les municipalités, le plan établis les rôles et responsabilités des

acteurs. Il offre une organisation commune autour d'actions à prendre suivant différents volets (prévention, intervention, rétablissement...). Il prévoit notamment :

- la fermeture préventive des prises d'eau touchées;
- la mise en œuvre de mesures d'alimentation de secours (interconnexions, sources alternatives);
- la communication avec la population;
- la coordination avec les exploitants de pipelines et de terminaux pétroliers.

En outre, Kang et al. (2024) proposent un modèle Apriori-TOPSIS pour produire des plans d'intervention automatique. Leur approche consiste à associer TOPSIS, un modèle d'aide à la décision multicritère, à Apriori, un algorithme capable de générer une bibliothèque de scénarios d'interventions. Les auteurs montrent qu'une telle automatisation permet de déterminer l'équipement et les ressources nécessaires pour une intervention spécifique et de réduire le temps de réaction.

De surcroît, la modélisation hydrodynamique et du transport des hydrocarbures comme vue plus haut est un outil de prédiction pointu : estimation du temps de transport, de la concentration en hydrocarbures et de la position du panache au cours du temps. La tragédie ferroviaire de Lac Mégantic (Raphaëlle Derome, 2023) ou encore le déversement de diesel à Longueuil (Ryan et al., 2019b) montrent que le facteur temps est déterminant dans une situation de contamination des prises d'eau potable. Les opérateurs doivent agir dans un délai limité et les conditions hydrologiques et météorologique peuvent complexifier davantage la problématique. Dans cette optique, en combinant la modélisation hydrodynamique et la simulation de scénarios de déversement réalistes, les acteurs disposent de données cruciales qui peuvent réduire l'incertitude et améliorer la gestion des urgences en temps réel.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE LA MODÉLISATION HYDRODYNAMIQUE ET DU TRANSPORT DES HYDROCARBURES

Le présent chapitre expose la démarche méthodologique suivie pour répondre aux objectifs de recherche. La méthodologie suit une approche itérative et progressive afin de tenir compte autant de la complexité hydrodynamique du réseau fluvial que des contraintes de données et de calcul associées aux modèles numériques.

Dans un premier temps, les données d'entrée ont été collectées et uniformisées. Ensuite, le modèle Delft3D Flexible Mesh prenant en charge un maillage non structuré a été privilégié. Cependant, compte tenu de la maturité du logiciel et des temps de calcul allongés sur poste local, ce modèle n'a pas été calibré. Une phase exploratoire de modélisation avec TELEMAC a alors été mené à l'échelle de la CMM ce qui a permis de comprendre les dynamiques d'écoulement dominantes et de tester la faisabilité d'une représentation sur un domaine étendu. Par la suite, le travail a été structuré selon une approche de modélisation ciblée avec Delft3D. Ce dernier modèle est centré sur la zone de la Mille Île. Faisant partie de la CMM, ce site est également pertinent et stratégique dans le choix de l'emplacement d'un système d'alerte.

Enfin, le chapitre décrit la détermination des conditions hydrologiques et des autres paramètres pour les scénarios de déversement simulés. L'enchaînement des phases, les hypothèses retenues ainsi que les choix techniques sont détaillées dans les sections qui suivent et la Figure 3.1 en présente le résumé.

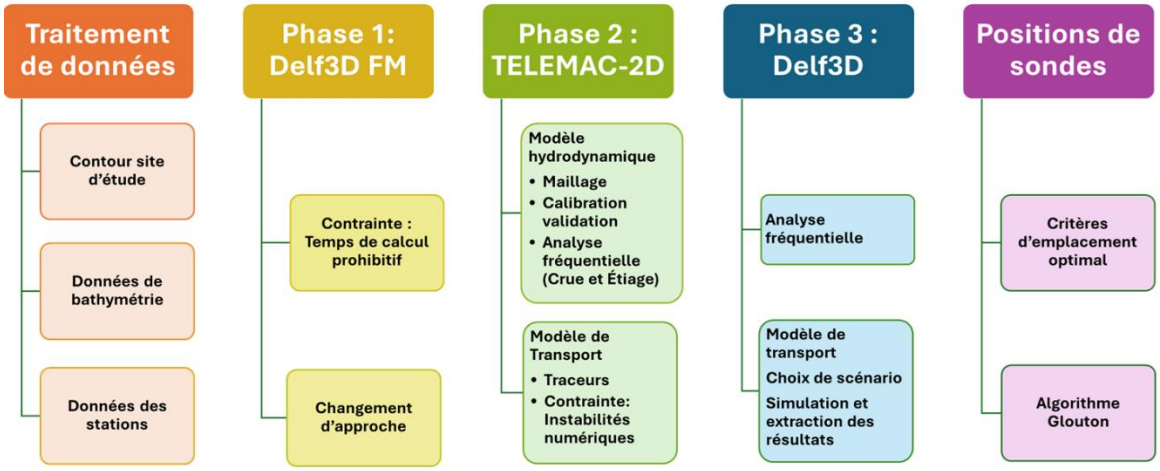

Figure 3.1 Schéma récapitulatif de la méthodologie

3.1 Site d'étude

La présente étude couvre la zone de la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) illustrée sur la Figure 3.2. Celle-ci regroupe 82 municipalités et couvre 4360 km^2 de superficie. L'objectif générale est de contribuer à la protection des prises d'eau potable face aux déversement accidentels de produits pétroliers.

La démarche de modélisation pousse à distinguer deux domaines d'étude complémentaires. Le premier est celui du réseau hydrographique de la CMM dans son ensemble. Le second, plus sectoriel, est le corridor composé de la rivière de l'Outaouais du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille Îles. Celui-ci a été retenu pour la simulation du transport des hydrocarbures et l'évaluation des impacts aux prises d'eau.

À l'échelle régionale, l'hydrographie de la CMM est dominée par la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent. Le réseau comprend également deux axes secondaires majeures qui sont la rivière des Prairies et de celle des Mille Îles. La dynamique est telle qu'une partie des eaux provenant de la rivière des Outaouais rejoint le lac Saint-Louis tandis que l'autre se déverse dans le lac des Deux Montagne. Ce dernier alimente les rivières des Mille Îles et des Prairies qui ceinturent l'île de Laval respectivement par le sud et le nord (Figure 3.2).

Le fleuve Saint-Laurent, quant à lui, transporte des volumes massifs provenant des Grand Lacs et passe par le canal de la Rive-Sud et le chenal principal. Caractérisée par une eau claire à la chimie distincte, il est la source majeure d'approvisionnement en eau potable de la CMM. Des usines à grande capacité comme Atwater et Charles-J.-Des Baillets s'y alimentent en eau brute.

L'interconnexion de ces cours d'eau entraîne une instabilité constante de l'environnement hydrologique. En effet, les eaux de la rivière des Outaouais issue d'un vaste bassin versant (146330 km^2) sont relativement turbides avec une couleur plus foncée que celles du fleuve (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015). Ces deux masses d'eau présentent des propriétés physiques différentes. Par conséquent, leur confluence est marquée par une forte hétérogénéité qui affecte les gradients de vitesse et crée des zones de recirculation (Ryan et al., 2019a).

À l'échelle sectorielle, le domaine d'étude possède également des caractéristiques hydrauliques particuliers. Le lac des Deux-Montagnes constitue une zone semi-lacustre de transition. Les

vitesses de courant provenant de l'Outaouais y sont diminuées ce qui pourrait allonger les temps de séjour des contaminants. En aval, la rivière des Mille Îles présente une morphologie plus resserrée avec une plus petite largeur comprenant aussi des îles et des sinuosités. Cette morphologie accroît la sensibilité des prises d'eau puisque la canalisation du flux peut favoriser des chemins préférentiels. Le secteur comprend 7 prises d'eau potable. Celles-ci sont particulièrement vulnérables au transport d'hydrocarbures par oléoduc, compte tenu de leur proximité (et de leur position en aval) de deux pipelines majeurs (Trans Nord et Enbridge) qui franchissent les cours d'eau du site en quatre points de croisement. Dans cette perspective, le secteur Outaouais–Deux-Montagnes–Mille Îles constitue un cas d'étude pertinent, car il combine une exposition à des sources potentielles de déversement, une connectivité hydraulique complexe et une forte dépendance à l'eau de surface pour l'alimentation en eau potable. Le recentrage du domaine vise ainsi à privilégier une représentation suffisamment fine des écoulements et du transport, afin d'obtenir des résultats directement interprétables pour la gestion du risque.

Enfin, pour caractériser l'hydrodynamique du site d'étude, des stations hydrométriques de référence sont utilisées. Elles permettent d'accéder aux séries historiques de niveaux d'eau et de débits ainsi que des métadonnées (localisation, référentiels, etc.). Le détail des stations hydrométriques ayant servi dans la méthodologie sont présentés à la section 3.3.3.

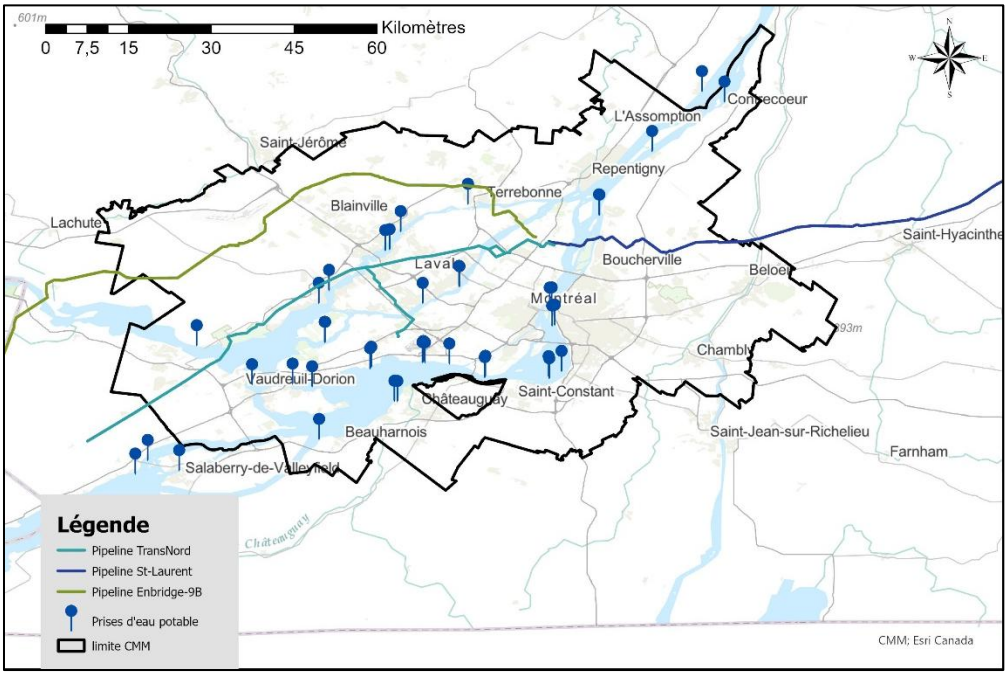

Figure 3.2 Limites de la CMM, position des prises d'eau potable et pipelines traversant la région

3.2 Outils de modélisation

Cette section détaille les outils qui ont permis la mise en œuvre de la modélisation.

Delft3D « Flexible Mesh » (FM) est un logiciel de modélisation hydrodynamique multidimensionnel développé par Deltares qui permet de faire des simulations d'écoulement en une, deux ou trois dimensions. Sa caractéristique principale est que c'est une suite qui prend en charge la génération et la gestion de maillages non structurés combinant des grilles curvilignes classiques, de triangles, des pentagones, des hexagones ainsi que des réseaux de canaux unidimensionnels. Le logiciel résout les équations de Navier-Stokes pour un fluide incompressible sur la base des hypothèses de Saint-Venant (eaux peu profondes) et de Boussinesq. Les accélérations verticales sont généralement négligées pour utiliser l'équation de pression hydrostatique. Le modèle inclus plusieurs types de procédés tels que les marées, le vent, la force de Coriolis ainsi que le frottement du fond. La simulation hydrodynamique est exécuter via D-Flow FM tandis que celle des hydrocarbures avec se fait avec le module « D- Particule Tracking » anciennement nommé D-PART. Ce dernier adopte une approche Lagrangienne (suivi de particules) pour simuler le transport et le devenir de la nappe. L'advection, l'échouage, l'évaporation, l'émulsification et la dispersion verticale sont autant de processus pris en charge par le module « Oil Spill ».

Blue Kenue est un logiciel d'aide à la modélisation hydraulique (National Research Council Canada, 2019). Il a été développé par le Centre d'hydraulique canadien (CHC). C'est un outil qui permet de préparer des données de topographie et de bathymétrie, de créer des maillages et de visualiser des résultats de simulation générés par des modèles comme TELEMAC. Il est mis gratuitement à disposition par le conseil national de recherches du Canada (Barton, 2019).

TELEMAC-MASCARET, d'un autre côté, est un ensemble de logiciels de modélisation numérique de plusieurs phénomènes hydrauliques notamment les écoulements à surface libre. Il inclut également, l'étude des sédiments et des vagues. Ses caractéristiques ont été présenté dans le Tableau 2.6. Cette suite qui a été développée par électricité de France (EDF) avec l'appui de collaborateurs internationaux est disponible gratuitement pour les utilisateurs. TELEMAC-2D (Tableau 3.1), l'un des modules de l'environnement TELEMAC, est utilisé pour la modélisation en deux dimensions de la dynamique hydraulique ainsi que la qualité des cours d'eau de la CMM

présentée dans ce rapport. Ce module s'appuie sur les équations de Barré de Saint-Venant aussi appelées équations des eaux peu profondes. Il comprend divers modèles de turbulence, de phénomènes physiques ainsi que des interactions météorologiques. Il permet de simuler l'advection-diffusion de paramètres telles que la concentration de composés chimiques ou encore la température (EDF, 2025; Moussaddak et al., 2024). C'est un outil adapté et crucial pour la conception des modèles hydrodynamique et de qualité de l'eau des cours d'eau de la CMM qui font l'objet de ce mémoire.

Les travaux de cartographie, de conversions spatiales et de traitement géospatial des données ont été réalisés grâce au logiciel ArcGIS Pro. Il s'agit d'un outil utilisant la technologie de système d'information géographique (SIG). Il a été développé par Esri et permet la visualisation, la gestion et le partage de données géographiques. Contrairement à Blue Kenue et TELEMAC, ce logiciel n'est pas open source (Esri, s. d.). ArcGIS offre un large éventail d'outils qui ont permis de préparer les couches de données intrants des modèles, le post-traitement des résultats de modélisation et la génération de cartes illustratives intégrés dans ce mémoire.

Delft3D est une suite logicielle d'accès libre développée par Deltares (Deltares, s. d.). C'est un système de modélisation capable de réaliser des simulations bi ou tridimensionnelles (2D ou 3D) en environnement côtier, estuarien ou fluvial (Deltares, 2023a). À l'inverse de la version FM, le module hydrodynamique de ce logiciel résous les équations de Navier Stokes pour les écoulements instables avec des maillages structurés (rectilignes ou curvilignes) aux grilles orthogonales (Deltares, 2023a). La simulation de déversement d'hydrocarbures se fait dans Delft3D par son module D-WAQ PART (anciennement D-PART) en utilisant une approche lagrangienne (Deltares, 2023b). Il couvre donc les mêmes processus de transport et de vieillissement des particules d'hydrocarbure. Le polluant se distingue par trois fractions : celle flottante en surface, une fraction dispersée dans la colonne et la dernière qui adhère aux parois solides (Deltares, 2023b).

Calcul Québec est le partenaire régional de l'Alliance de recherche numérique au Canada (désignée l'Alliance dans ce document). Cette dernière, fut fondée en 2019 et est financée par le gouvernement fédéral. Organisation à but non lucratif, elle soutient le calcul de pointe, la gestion des données et les logiciels de recherche pour les chercheurs du Canada (Alliance de recherche numérique du Canada, 2025a). Plusieurs serveurs de calculs (Killarney, Fir, Nibi etc.) sont disponibles, chacun avec des spécificités qui lui son propre (Alliance de recherche numérique du

Canada, 2025b). Dans le cadre de cette étude, nous avons travaillé sur les grappes de Narval et Rorqual.

Tableau 3.1 Caractéristiques des trois modèles numériques utilisés dans le cadre de ce projet

Éléments d'appréciation	**Delft3D FM (Phase 1)**	**TELEMAC 2D (Phase 2)**	**Delft3D (Phase 3)**
Maillage	RGFGRID (Non structuré)	Blue Kenue (Non structuré)	RGFGRID (Structuré)
Module « Hydrocarbures »	« D-Particle Tracking »	« Oil Spill Model » ou le mode traceur	D-WAQ PART
Méthode de suivi	Lagrangienne adaptée aux grilles non structurées	Lagrangienne pour la nappe de surface et Eulérienne pour la phase dissoute (traceur)	Lagrangienne
Processus clés	Dissolution et évaporation	Dispersion, advection, étalement, évaporation, échouement, émulsification et variations de propriété (densité, viscosité)	
Traitement Données d'entrée	ArcGIS/ QUICKIN	ArcGIS/Blue Kenue	ArcGIS/QUICKIN
Montage modèle	FLOW-GUI/PART-GUI	Blue Kenue	FLOW-GUI/PART-GUI
Visualisation/ post traitement Résultats	QUICKPLOT		QUICKPLOT
Limites dans le projet	En développement (modèle beta), non disponible sur les serveurs de l'Alliance	« Oil Spill » ne fournit pas de sorties utiles à la post-analyse. Le mode traceur n'a pas donné de résultats exploitables	Opérationnel, intégré et validé

3.3 Collecte et traitement de données d'entrée

3.3.1 Délimitation du domaine d'étude

La première étape de préparation et de traitement des données spatiales a consisté à délimiter précisément le domaine concerné par la modélisation. Pour ce faire, une classe d'entité de type polygone (ligne fermée) représentant l'emprise des cours d'eau du site d'étude a été construit dans

ArcGIS Pro, de manière à suivre au plus près le littoral, les îles et les chenaux du réseau fluvial. Ce polygone a été généré à partir des fonds de carte topographiques et des données hydrographiques disponibles (cours d'eau, plans d'eau, îles), puis affiné manuellement pour corriger les discontinuités et assurer la fermeture complète du contour.

Ce polygone marque la séparation entre les endroits immergés et les cours d'eau. Il définit la zone de calcul qui sera ultérieurement maillée dans Blue Kenue et utilisée comme fichier de frontière pour TELEMAC-2D. Il garantit que le maillage reste confiné à l'intérieur de l'aire pertinente pour l'étude, qu'il respecte la géométrie des berges et qu'il exclut les secteurs non concernés par la modélisation (zones terrestres, bras secondaires hors périmètre, petits plans d'eau isolés). La cohérence entre ce contour, la bathymétrie et les autres couches de données est un prérequis à la génération d'un maillage hydrodynamique fiable. La Figure 3.3 ci-dessous montre les polygones pour chaque site d'étude.

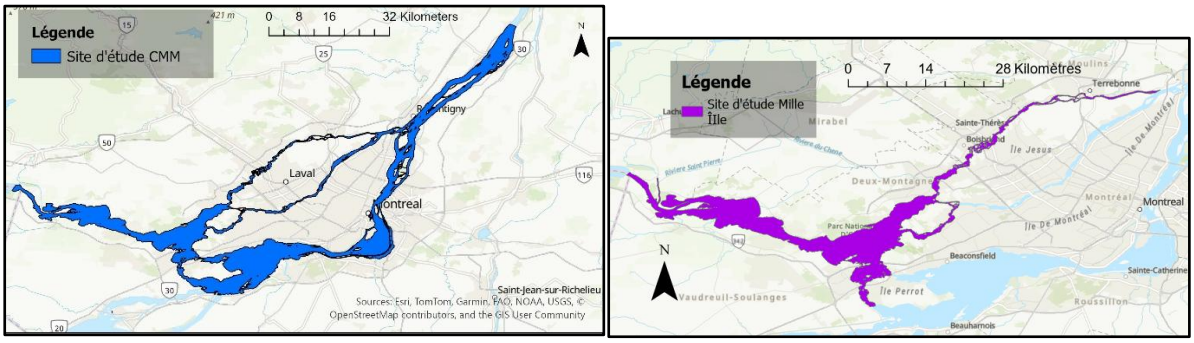

Figure 3.3 Délimitation des zones de modélisation : CMM en bleu et Mille Île en violet.

3.3.2 Données bathymétriques

3.3.2.1 Les données bathymétriques non navigationnelles (NONNA)

Les données NONNA sont fournies par le service hydrographique du Canada et couvre la grande majorité du site d'étude (Figure 3.4) (Service hydrographique du Canada, s. d.). Elles sont disponibles selon deux résolutions différentes à savoir une résolution de 100m et une autre de 10m. Pour plus de précision nous avons utilisé la résolution de 10m sauf aux endroits où seule la résolution de 100m est disponible. Les données NONNA sont référencées verticalement selon le zéro des cartes (ZC) et horizontalement suivant le système géodésique mondiale 1984. Le zéro des cartes (« Chart Datum ») est la référence de profondeur sur les cartes marines, calculée localement

pour représenter le niveau d'eau le plus bas rarement atteint par les marées (Service hydrographique du Canada, 2018).

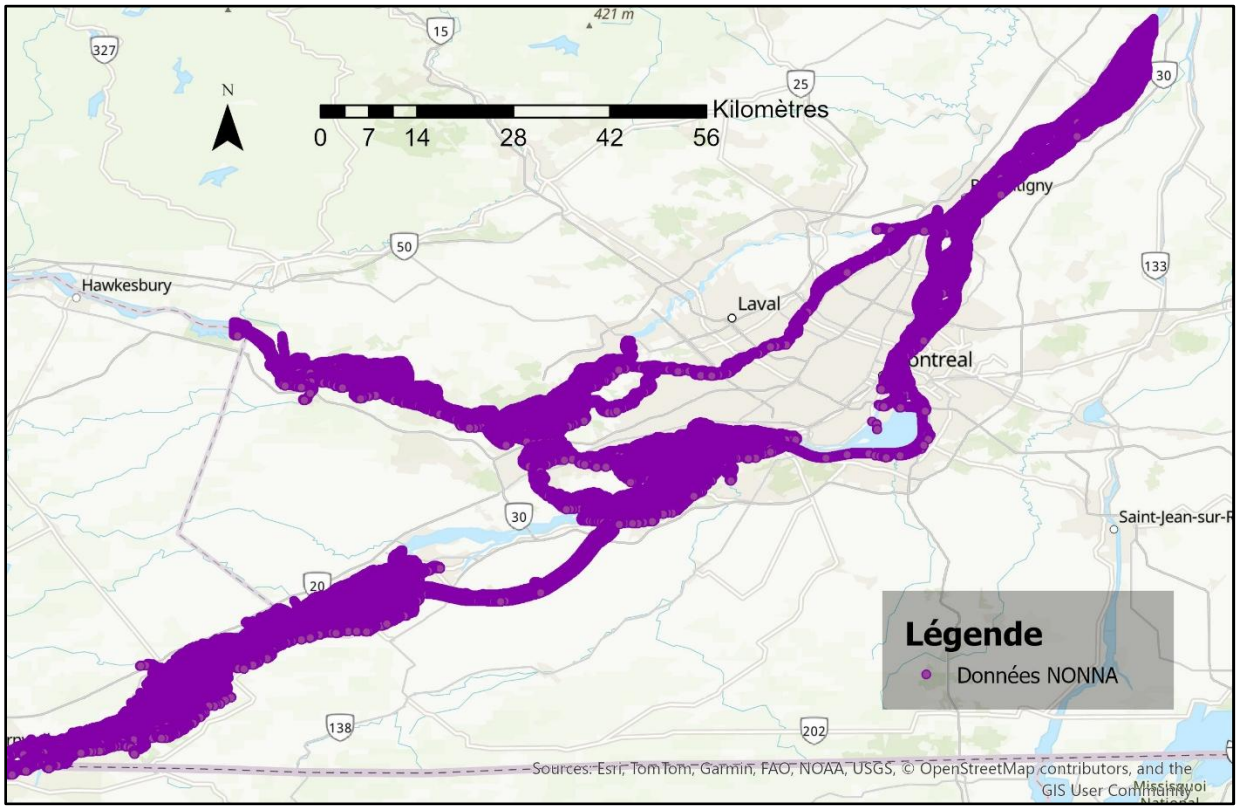

Figure 3.4 Cartographie de la couverture des données NONNA

3.3.2.2 Données de bathymétrie internes de la Chaire

Des données bathymétriques couvrant uniquement les rivières des Mille Îles et des Prairies. Celles-ci ont été acquises, dans le cadre de précédents travaux de recherche (Léveque, 2020; Léveque et al., 2025), auprès de la division de la géomatique du ministère de l'environnement et de lutte contre les changements climatiques. Elles présentent une résolution variable qui est très élevée pour la rivière des Mille Îles et très faible pour celle des Prairies (Figure 3.5). Seules les données couvrant la rivière des Mille Îles ont alors été conservé dans le cadre de ce projet. Elles sont référencées verticalement selon le système canadien de référence altimétrique de 2013 (CGVD2013).

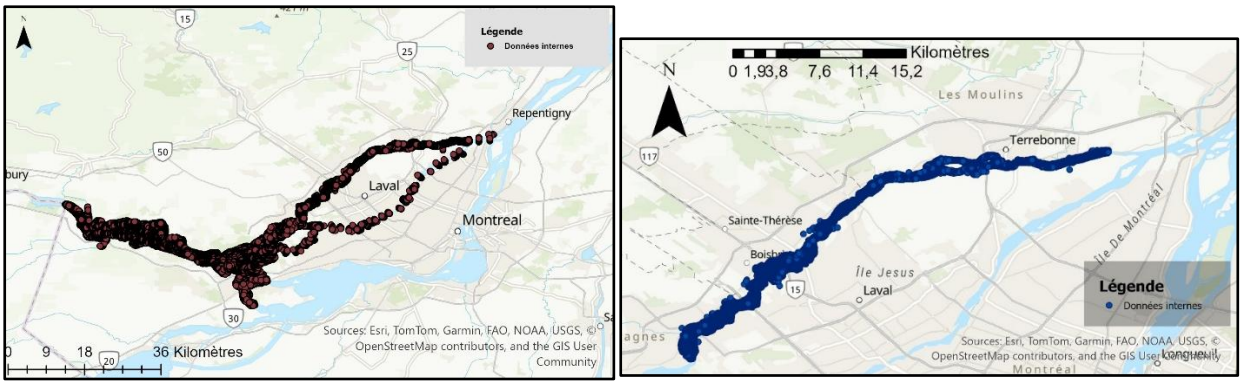

Figure 3.5 Cartes des données internes de bathymétrie montrant la résolution variable (gauche) et celle retenue pour la modélisation (droite)

3.3.2.3 Complément de bathymétrie à partir des cartes Garmin / Navionics

Les données NONNA ainsi que les données à l'internes n'étaient pas disponibles dans deux secteurs de la zone d'étude. La bathymétrie a donc été complétée à partir des informations des cartes de navigation fournies par l'application numérique Navionics Boating, propriété de Garmin. Navionics produit des cartes marines électroniques détaillées (courbes bathymétriques, sondages, informations de navigation) couvrant les côtes, rivières et lacs, qui sont intégrées dans la cartographie marine Navionics+ commercialisée par Garmin (Garmin, 2025).

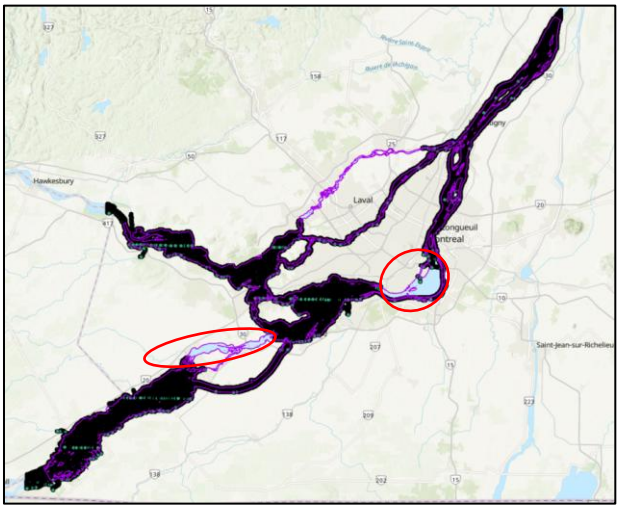

Figure 3.6 Zones sans données de bathymétrie (encerclées en rouge)

Dans un premier temps, les deux zones à compléter ont été identifiées visuellement dans l'application Navionics, puis des points de repère ont été placés sur des éléments bien reconnaissables (îles, confluences, ponts, etc.) afin de disposer de coordonnées géographiques

précises. À partir de ces repères, de nombreuses captures d'écran ont été réalisées pour couvrir l'ensemble des secteurs. La densité d'affichage des courbes bathymétriques a été limité au niveau « élevée » (un niveau en deçà du maximal qui est « très élevée »). Cela a permis d'obtenir un maillage serré d'isobathes tout en conservant une lisibilité suffisante.

Dans un deuxième temps, ces captures d'écran ont été importées dans ArcGIS Pro et géoréférencées en utilisant les coordonnées des points de repère visibles sur chaque image. Chaque capture a ainsi été ancrée dans le même système de coordonnées que les autres données spatiales du projet (WGS 1984), ce qui permet de juxtaposer précisément les cartes Navionics avec la bathymétrie NONNA, les limites du domaine et les autres couches SIG.

La troisième étape a consisté à extraire les courbes de profondeur. Après géoréférencement, les images ont été converties en image matricielle (raster), puis les courbes bathymétriques ont été convertis sous forme de lignes de niveau (contours). Cette transformation génère également des entités indésirables (bordures de texte, symboles, éléments graphiques). Ceux-ci ont été supprimées lors d'un nettoyage manuel et minutieux de la couche de contours afin d'obtenir un jeu de contours représentant uniquement les isobathes (Figure 3.7).

Ensuite, les valeurs de profondeur affichées sur les cartes Navionics ont été reportées dans la table attributaire des lignes vectorisées, de manière à associer à chaque courbe son niveau bathymétrique. Cette opération a permis de reconstruire un réseau cohérent d'isobathes numériques pour les deux secteurs considérés.

Enfin, lors de la dernière étape, les isobathes ont été transformées points qui présentent une résolution pouvant atteindre 0,3 m dans les zones bien couvertes. La référence altimétrique des données de Garmin est le zéro des cartes. Ainsi, avant d'être fusionnées avec le jeu de données bathymétriques restantes, ces points sont soumis au même traitement de conversion vers le système de référence vertical que les données NONNA, le CGVD2013.

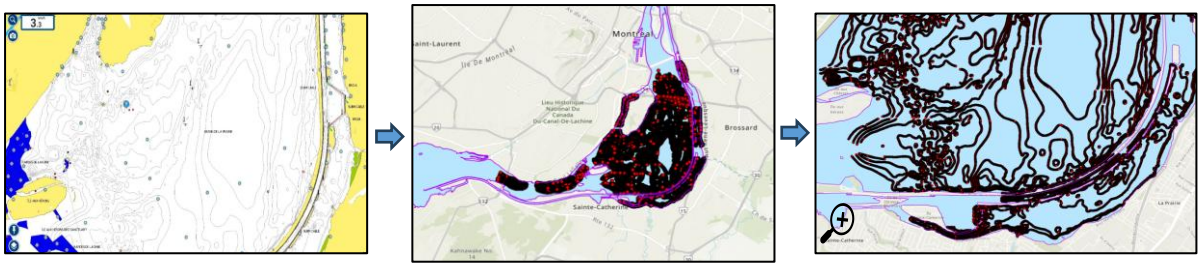

Figure 3.7 Traitement des données de bathymétrie de Garmin

3.3.2.4 Système de référence vertical des données bathymétriques

Les produits NONNA et les levés complémentaires de Garmin fournissent des profondeurs exprimées par rapport au zéro des cartes (ZC), un niveau de référence hydrographique local utilisé pour la navigation. Pour les intégrer au modèle hydrodynamique, il a été nécessaire de convertir ces données en cotes de fond dans le système altimétrique CGVD2013, utilisé pour la bathymétrie interne de la Chaire, la topographie et les séries de niveaux d'eau.

La conversion repose sur la différence de hauteur entre le ZC et le CGVD2013, qui varie spatialement. Les valeurs de ΔZ ont été obtenues à partir des stations de conversion fournies par Ressources naturelles Canada (RNCan) via son outil en ligne de transformation de système de référence (module « CGVD2013 vs NMM local ou zéro des cartes » sur le site de NRCan (Ressources naturelles Canada, 2022). Ces stations, réparties sur la zone d'étude (Figure 3.8), donnent directement la valeur de conversion pour passer du ZC au CGVD2013.

Étant donné que les données NONNA ont une résolution de l'ordre de 10 m alors que les stations de conversion sont peu nombreuses et espacées, un traitement intermédiaire a été nécessaire pour rapprocher l'échelle des valeurs de conversion de celle de la bathymétrie. Dans ArcGIS Pro, une grille régulière de cellules de 100 m × 100 m a été généré sur l'ensemble du domaine d'étude à l'aide d'un code R studio. Chaque cellule s'est vu attribuer une valeur de ΔZ obtenue par interpolation à partir des stations de conversion. Pour obtenir ces valeurs, une zone test disposant à la fois de donnée exprimée en CGVD2013 et de facteurs Z a été analysée. Il en ressort que la variation quasi linéaire de ΔZ le long du fleuve, est de l'ordre de 0,02 m par 100 m. En supposant que cette variation reste progressive à l'échelle de la zone d'étude, un gradient linéaire a été appliqué entre deux stations de conversion successives. Enfin, la valeur de ΔZ de chaque cellule

de 100 m × 100 m a ainsi été calculée en fonction de sa position relative entre les stations encadrantes.

Finalement, chaque point bathymétrique NONNA ou Garmin a été associé, via cette grille, à un facteur de conversion local ΔZ. Les profondeurs par rapport au ZC ont alors été transformées en cotes de fond dans le CGVD2013 en appliquant ce décalage vertical.

Les données de topographie et les données bathymétriques internes de la Chaire étant déjà exprimées en CGVD2013, elles n'ont pas nécessité de conversion altimétrique et ont servi de référence pour vérifier la cohérence des valeurs obtenues après transformation des produits NONNA et Garmin.

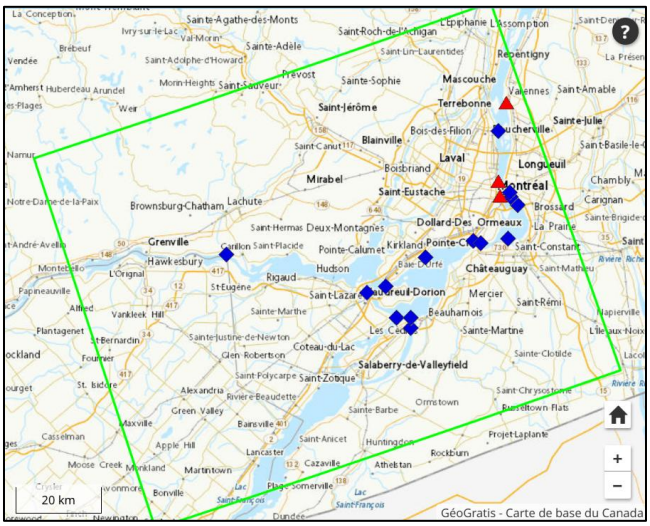

Figure 3.8 Stations de transformation de référence altimétrique (Ressources naturelles Canada, 2022)

3.3.2.5 Système de référence horizontale des données bathymétriques

L'ensemble des jeux de données (NONNA, Garmin, données interne) a été reprojeté dans un système de coordonnées unique. Celui-ci a été adapté selon les exigences de chaque logiciel. Ainsi, pour Delft3D classique et Delft3D FM, les données sont référencées au WGS 1984 (EPSG:4326). Pour Blue Kenue, l'outil de traitement pour TELEMAC, le géoréférencement repose sur la projection UTM Zone 18N. Cette uniformisation spatiale assure la cohérence des données, limite les déformations et facilite leur intégration.

3.3.3 Données des station hydrométriques

Des mesures de niveaux d'eau et de débits ont été obtenues à partir des stations hydrométriques provinciales et fédérales. Pour le choix des stations, la correspondance des données avec les périodes de simulation ainsi que le nombre de jours manquants dans les séries ont été considérés. Au total, 6 stations provinciales gérées par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), (2025) et 9 stations fédérales gérées par environnement et changements climatiques (ECCC) (2025) ont été exploitées dans le cadre de ce projet. Leurs caractéristiques générales (numéros, types de données etc.) sont présentées dans le Tableau 3.2 tandis que leur emplacement est illustré par la Figure 3.9.

Les séries ont ensuite été harmonisées sur un même pas de temps (valeurs quotidiennes) et ramenées à un système de référence verticale unique : CGVD2013. Cette uniformisation altimétrique des séries de niveaux d'eau est une étape essentielle pour assurer leur cohérence avec la bathymétrie et la topographie du modèle.

Tableau 3.2 Caractéristiques des stations hydrométriques ayant servi pour la modélisation

Nom de la Sation	#Fédéral	#Provincial	Cours d'eau	Responsable	Type de données
Pointe Calumet	02OA105	43108	Lac des Deux Montagnes	CEHQ	Niveau
Barrage du Grand Moulin	02OA102	43212	Rivière des Milles îles	CEHQ	Niveau
Bois-des-Filion	02OA003	43201	Rivière des Milles îles	ECCC	Niveau
Barrage des Moulins	02OA095	43206	Rivière des Milles îles	CEHQ	Niveau
Rigaud	02LB035	ND	Rivière des Outaouais	ECCC	Niveau
Terrasse-Vaudreuil	02OA107	ND	Rivière des Outaouais	ECCC	Débit et Niveau
Sainte-Anne-de-Bellevue	02OA013	43116	Rivière des Outaouais	ECCC	Niveau
Rapide du Cheval Blanc	02OA004	43301	Rivière des Prairies	CEHQ	Débit et Niveau
Lanoraie	02OB011	116	Fleuve Saint Laurent	CEHQ	Niveau
La Prairie	02OA041	ND	Fleuve Saint Laurent	ECCC	Niveau
Lasalle	02OA016	1003	Fleuve Saint Laurent	ECCC	Débit et Niveau
Pointe Claire	02OA039	91	Lac Saint-Louis	ECCC	Niveau
Pointe-des-Cascades	02MC005	ND	Saint-Laurent	ECCC	Niveau

Tableau 3.3 Caractéristiques des stations hydrométriques ayant servi pour la modélisation. (suite)

Nom de la Sation	#Fédéral	#Provincial	Cours d'eau	Responsable	Type de données
Marina de Sainte-Anne-de-Bellevue	02OA033	ND	Rivière des Outaouais	ECCC	Débit et Niveau
Carillon	ND	ND	Rivière des Outaouais	Hydro Québec	Débit et Niveau
Beauharnois	ND	ND	Saint-Laurent	Hydro Québec	Débit et Niveau
Barrage du Grand-Moulin	02OA094	43205	Rivière des Milles îles	CEHQ	Niveau
ND : non disponible, # : numéro					

Les stations du CEHQ sont en général rattachées à un système altimétrique géodésique (par exemple une réalisation du réseau de nivellement fédéral). Certains facteurs de conversion vers le CGVD2013 ne sont pas publiés dans l'Atlas hydro climatique, mais nous ont été transmis directement par le CEHQ dans le cadre de ce projet. Ces valeurs de conversion spécifiques à chaque station ont été appliqués comme décalage vertical à l'ensemble des séries temporelles.

Du côté fédéral, les fiches de ECCC indiquent explicitement, sur la page web ou rapport de la station, la référence verticale des données publiées (par exemple IGLD85, CGVD98, assumed datum, etc.). Certaines stations qui sont anciennes sont associées à un système arbitraire local (assumed datum), c'est-à-dire un zéro de référence propre à la station, choisi historiquement sans lien direct avec un réseau géodésique national. Sur la page de chaque station, un lien « *Conversions de datum* » donne accès à une section « *Informations de référence verticale* » qui précise le système de référence dans lequel les données sont publiées et un ou plusieurs facteurs de conversion pour passer à des systèmes de référence normalisés, dont le CGVD2013 (et parfois l'IGLD85) ainsi que l'incertitude associée. Le coefficient de conversion vers le CGVD2013 (par exemple +X m ou −X m) a été appliqué à toutes les valeurs de niveau d'eau de la série, de manière à exprimer les cotes dans le CGVD2013.

Ainsi, qu'il s'agisse de stations provinciales ou fédérales, toutes les séries de niveaux d'eau utilisées dans le modèle sont exprimées dans le même système vertical (CGVD2013), cohérent avec la bathymétrie et la topographie employées pour construire la géométrie du modèle. Les petites incertitudes associées aux facteurs de conversion (de l'ordre du centimètre à quelques

centimètres, lorsqu'elles sont fournies) sont jugées négligeables au regard de l'échelle spatiale et des objectifs de la présente étude, mais elles doivent être gardées en tête dans l'interprétation des résultats.

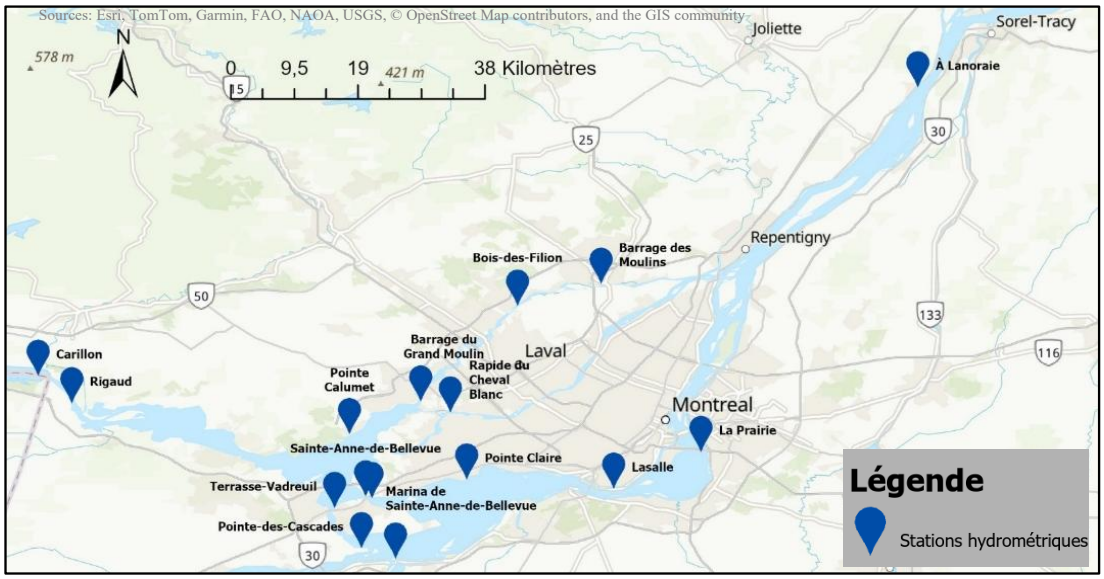

Figure 3.9 Emplacement des stations hydrométriques

3.4 Phase 1 : Tentative initiale de modélisation régionale (CMM) avec Delft3D FM

La première phase a consisté en la création d'un modèle hydrodynamique à l'aide de Delft3D FM. En effet, celui-ci est adapté à la génération d'un maillage non structuré (Figure 3.10) afin de répondre aux spécificités du site d'étude. La construction du maillage a suivi la séquence standard décrite dans le manuel d'utilisation du module (Deltares, 2025). Le système de coordonnées (WGS 1984*) supporté par le module a été défini pour tous intrants du modèle. Ensuite, le maillage a été généré avec l'outil RGFGRID de Delft3D FM.

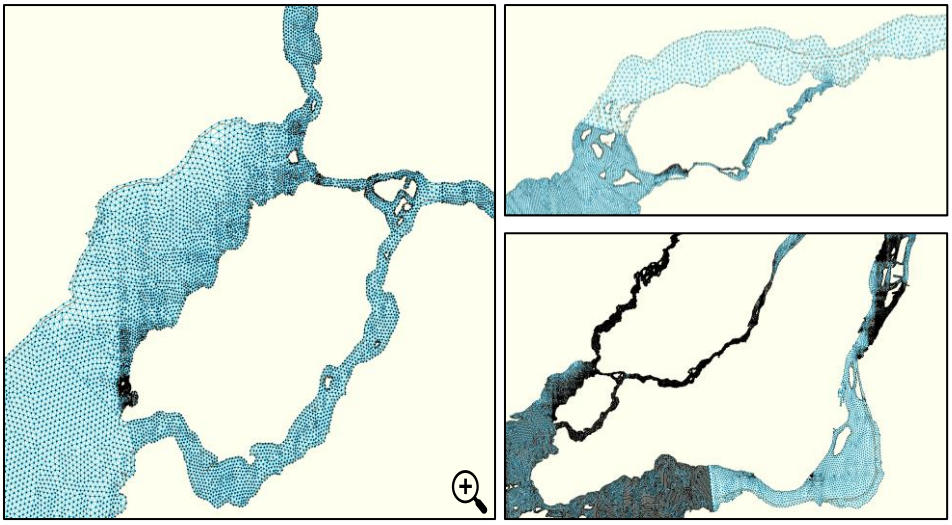

Figure 3.10 Maillage non structuré de Delft3D FM

Il s'en est suivi l'interpolation de la bathymétrie sur le maillage (Figure 3.11) et la définition des séries temporelles pour le lancement des simulations. Les données des barrages ainsi que des points d'observation ont également été ajoutés au modèle.

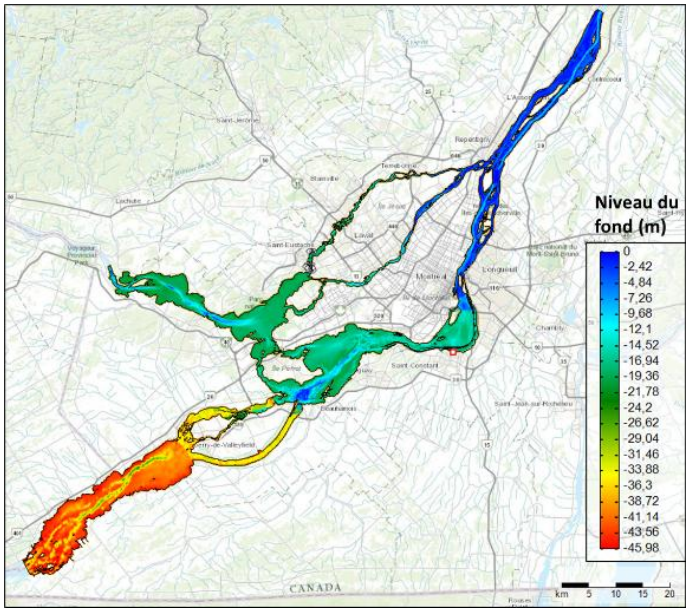

Figure 3.11 Maillage interpolé (Delft3D FM)

Après vérification et validation du montage du modèle, la plateforme de l'Alliance devait servir au lancement des scénarios sur ses grappes de calcul de haute performance Narval et Rorqual. Celles-ci permettent de réduire le temps de simulation et d'en exécuter plusieurs en parallèle. Sur un poste

local, considérant la taille du site d'étude corrélée à la complexité du modèle, une seule simulation prendrait environ plusieurs mois contre des heures sur les grappes. Bien que l'Alliance dispose de Delft3D, elle ne détient pas de licence flottante Delft3D FM compatible avec l'exécution sur grappes de calcul. Ainsi, cet outil a été jugé inadéquat pour poursuivre la modélisation compte tenu des temps de simulation prohibitifs sur poste local en l'absence d'ordinateur de calcul haute performance.

3.5 Phase 2 : modélisation régionale de la CMM avec TELEMAC

3.5.1 Construction du maillage

Le choix du type de maillage s'est porté sur une grille non structurée à éléments triangulaires (T3) permettant une meilleure adaptation à la géométrie complexe du site (confluence, embouchures etc.). Elle est efficace pour représenter les écoulements le long des berges sinueuses sans avoir recours à un raffinement excessif sur l'ensemble du domaine d'étude.

Les données géométriques nécessaire à la génération du maillage ont été intégrer dans Blue Kenue et définie dans le système de coordonnée compatible avec le logiciel (UTM-N18).

Le fichier de contour de la limite de la zone d'étude a servi de base pour la construction du maillage. Cependant, en raison de la forte sinuosité des rives, les courbures du polygone ont dû être lissés et décalés de 5m vers la terre pour remédier à l'exclusion de certains bras de rivière observée lors de la génération automatique du maillage. Cette opération prévient l'apparition de triangles déformés dans les zones de forte courbure et améliore la convergence du solveur TELEMAC-2D. Les contours des grandes îles (Montréal, Laval, Perrot etc.) sont définis comme ligne de guidage (soft lines) pour orienter la génération des triangles vers l'axe de l'écoulement.

Les données géométriques nécessaires à la génération du maillage (contour de la zone, contours des grandes îles) ont été préparées et intégrées dans Blue Kenue à partir des lignes de rives, des îles et des limites du domaine. L'ensemble des données a été harmonisé dans un système de coordonnées commun afin d'assurer la cohérence spatiale avec les données bathymétriques et hydrométriques utilisées par la suite. Les lignes représentant les rives et les éléments structurants du domaine ont été définies comme des contraintes fortes, garantissant leur respect dans le maillage final, tandis que des lignes de contrôle (affectation de densités différentes) ont été introduites dans

les chenaux principaux et aux confluences afin de guider la distribution des éléments et d'améliorer la représentation des écoulements.

Dans le cadre de cette étude, deux maillages (Figure 3.12) dont les caractéristiques sont présentées dans le Tableau 3.4 ont été construit pour suivre la stratégie de calibration décrite plus loin. Le premier est désigné Mesh1 et correspond à une résolution plus grossière caractérisée par un nombre total de nœuds d'environ 148000. Il comprend 287000 éléments triangulaires d'aire moyenne 2160 m^2 avec une aire minimale à 145 m^2. Le second, Mesh2, se distingue par un raffinement plus important avec 415000 nœuds et environ 813000 éléments soit 2,8 fois plus que Mesh1. Cette augmentation de la résolution se traduit par une aire moyenne plus faible atteignant 763 m^2 et une aire minimale inférieure à 15 m^2. Ces caractéristiques permettent une plus précise interpolation des données de bathymétrie et d'élévation mais aussi une meilleure représentation des zones étroites.

Tableau 3.4 Comparaison des caractéristiques entre Mesh1 et Mesh2

Paramètres	Mesh1	Mesh2
Résolution	Grossière	Fin
Nombre total de nœuds	148 220	415 392
Nœuds de bord	9 710	17 942
Nœuds intérieurs	138 510	397 450
Nombre total d'éléments	286 736	812 848
Aire minimale des éléments	145,01 m²	14,91 m²
Aire maximale des éléments	5 878,13 m²	3 968,32 m²
Aire moyenne des éléments	2 162,58 m²	762,88 m²
Longueur minimale des arêtes externes	15,21 m	5,04 m
Longueur maximale des arêtes externes	104,00 m	89,77 m
Longueur moyenne des arêtes externes	57,90 m	31,36 m
Éléments orientés sens anti-horaire	286 736	812 848
Connectivité (voisins max. nœuds intérieurs)	9	9

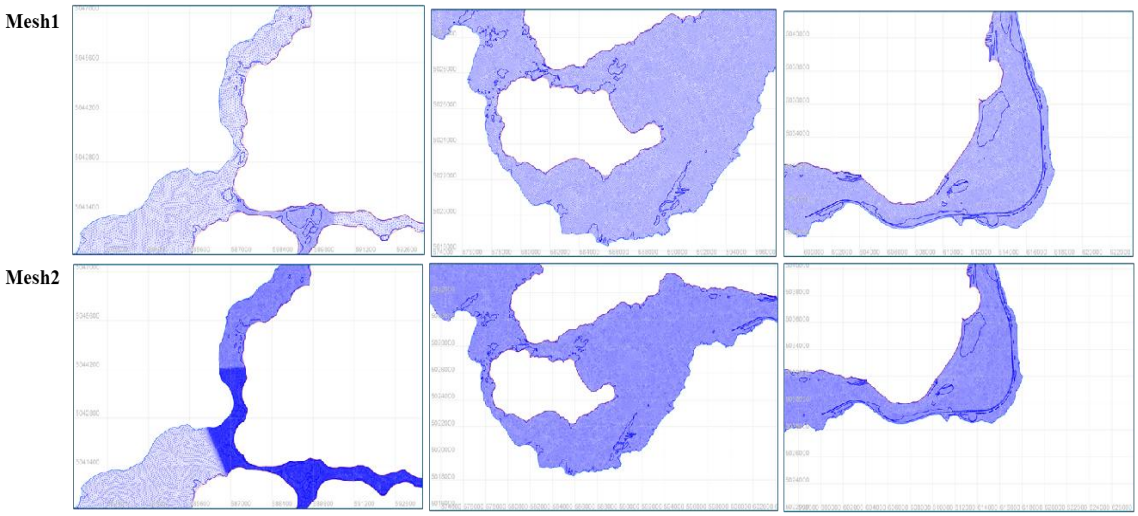

Figure 3.12 Comparaison entre Mesh1 et Mesh2

La comparaison entre les deux maillages démontre un compromis entre précision spatiale et coût de calcul. Mesh1 permet des temps de calcul plus courts, favorisant l'étude des paramètres du modèle. Cependant, sa simplification des variations locales des niveaux d'eau et des vitesses entraîne une perte de l'information sur des zones spécifiques. À l'inverse, Mesh2, bien que plus gourmand en ressources, offre une représentation plus fidèle du domaine d'étude et des écoulements, ce qui en fait un outil plus approprié pour l'affinage de la calibration.

3.5.2 Calibration du modèle Hydrodynamique

3.5.2.1 Choix de la période de calibration

L'année 2022 a été retenue pour la calibration du modèle hydrodynamique. Elle correspond à la période la plus récente pour laquelle des jeux de données complets sont disponibles à la fois aux stations frontières et celles de validation. Et le mois de mai au courant de cette année est considérée la période de référence pour la calibration à la suite de l'analyse des données des stations aux frontières (Pointe-des-Cascades, Beauharnois, Lanoraie et Carillon). En effet, ce mois est caractérisé par des débits élevés proches des conditions d'une crue ce qui permet de tester la robustesse du modèle.

La calibration a ensuite été réalisé de manière itérative en ajustant plusieurs paramètres numériques et physique dans le but de faire correspondre au mieux les résultats simulés aux données observées. Les principaux paramètres explorés sont les suivants :

- La structure et la résolution du maillage ;
- Le coefficient de Manning associé à la rugosité du fond ;
- Les coefficients de rugosité et la loi de frottement appliqués aux frontières ;
- Les paramètres liés à la vitesse d'écoulement ;
- Le modèle de turbulence ;
- Le schéma d'advection ;
- Le traitement des zones exondées ;
- Le solveur numérique ;
- Le pas de temps de calcul.

3.5.2.2 Simulations pour la calibration

Pour calibrer le modèle hydrodynamique une quarantaine de simulations ont été réalisées avec le modèle TELEMAC-2D. Un grand nombre d'entre elles ont servi pour la phase exploratoire afin de mieux cerner les spécificités hydrauliques du réseau fluvial de la CMM. Celui-ci étant complexe et diversifié, les premières simulations ont permis de comprendre l'hydrodynamique et d'ajuster les choix méthodologiques. Dès lors, seules les simulations réalisées en dehors de cette phase exploratoire seront présentées dans ce document puisqu'elles sont plus pertinentes pour l'analyse et la discussion des résultats.

La stratégie de calibration a consisté à, dans un premier temps, utiliser le Mesh1 pour lancer des simulations. Ce maillage est caractérisé par une résolution plus grande et un coût de calcul moindre. Cette approche a permis d'explorer l'influence des différents paramètres physiques et numériques du modèle et ainsi identifier ceux qui sont les plus sensibles à la calibration.

Dans un second temps, le Mesh2 a servi aux simulations avec les paramètres clés et leurs plages de valeurs optimales qui ont précédemment été identifiés. Ce maillage étant plus fin est plus exigeant en coût de calcul alors un nombre plus restreint de simulation a été lancé. Néanmoins, cette étape permettait d'affiner la calibration et de valider les résultats obtenus en utilisant un maillage offrant une meilleure représentation du domaine d'étude.

De ce fait, 14 simulations avec le Mesh1 et 3 autres réalisées avec le Mesh2 sont détaillés et analysé dans ce rapport

Tableau 3.5 ci-dessous.

Tableau 3.5 Détails des simulations et paramètres optimisés

Sim	Maillage	Coefficient de Manning (Friction)	Modèle de Turbu-lence	Pas de temps / Durée	Autres paramètres clés
1	Mesh1	0,05	M1	2 s / 302 400 pas	H Clipping [(a)] : YES ; Profondeur Minimum : 0,01
2	Mesh1	**0,21**	M1	2 s / 302 400 pas	H Clipping: YES ; Profondeur Minimum : 0,01
3	Mesh1	0,21	M1	2 s / 302 400 pas	**H Clipping: NO**; Min Depth: 0,0
4	Mesh1	0,21	M1	2 s / 302 400 pas	**Option Frontières Liquides : 1;2;2;1**
5	Mesh1	**0,1**	**M2**	2 s / 302 400 pas	**Profondeur Minimum: 0,005**
6	Mesh1	**0,21**	**M2**	2 s / 302 400 pas	**Rugosité des bords : 0,04**
7	Mesh1	**0,1**	**M2**	2 s / 302 400 pas	Rugosité des bords : 0,04
8	Mesh1	0,1	**M2**	2 s / 302 400 pas	**Rugosité des bords : 0,06**
9	Mesh1	**Par sections :** Mille Îles/Prairie: 0,035 Outaouais: 0,21 Saint-Laurent: 0,25	**M2**	2 s / 302 400 pas	Option Frontières Liquides : 1;2;2;**2**
10	Mesh1	**Par sections**: Des Prairies amont: 0,022 Mille Îles amont : 0,030 Aval rivières des Prairie et des Mille Îles: 0,040 Deux-Montagnes = 0,03 Outaouais: 0,035 Saint-Louis: 0,028 Saint-Laurent amont: 0,03 Saint-Laurent aval: 0,04	**M2**	2 s / 302 400 pas	Option Frontières Liquides : 1;2;2;**2**
11	Mesh1		**M2**	2 s / 302 400 pas	**Rugosité des bords: 0,09**

Tableau 3.6 Détails des simulations et paramètres optimisés

Sim	Maillage	Coefficient de Manning (Friction)	Modèle de Turbulence	Pas de temps / Durée	Autres paramètres clés
12	Mesh1	**0,08**	M1	2 s / 302 400 pas	**Diffusivité vitesse : 7** ; Option Frontières : 1;2;1;1
13	Mesh1	**Par sections :** 0,08 partout sauf Outaouais et Terrasse-Vaudreuil: 0,21	M1	2 s / 302 400 pas	Diffusivité vitesse : 7
14	Mesh1	0,08	M1	**604 800 pas**	**Option Frontières Liquides : 1;1;1;1**
15	**Mesh2**	**0,21**	M1	2 s / 302 400 pas	**Option Frontière Douces** activée ; Diffusivité : 2
16	**Mesh2**	0,21	M1	**1 s / 604 800 pas**	**Période de sorties : 86 400** ; Diffusivité : 2
17	**Mesh2**	0,21	M1	2 s / 302 400 pas	**Diffusivité vitesse : 1**

[a] H Clipping : Traitement des hauteurs négatives
M1 : Modèle 1
M2 : Modèle 2

Une attention particulière a été porté sur le coefficient de Manning pour calibrer la rugosité. Les essais varient d'une valeur de Manning pour toute la zone d'étude à une définition par sections hydrauliques (Sim9 à Sim11 et Sim13), dans l'optique de mieux représenter la complexité du système de la CMM. Les choix pour les conditions aux limites ont aussi varié avec l'introduction de la deuxième option de la méthode de Thompson et l'ajustement des frontières souples (Soft Boundaries) pour les simulations avec Mesh2. Contrairement à l'option 1 de Thompson qui impose les valeurs d'entrée, l'option 2 les considère comme des suggestions pour calculer les valeurs manquantes. Quant au paramètre lié aux frontières souples, il permet de stabiliser le modèle lors

du passage au maillage fin. C'est un paramètre utile pour éviter les instabilités numériques aux frontières ouvertes. Par ailleurs, la valeur minimale de profondeur (Minimum Value of Depth) a été réévaluée de 0,01m à 0,005 m pour optimiser la précision dans les zones peu profondes.

3.5.2.3 Indicateurs de performance et critères de sélection

Les résultats des 17 simulations sont analysées au travers des indicateurs de performance statistique. Ceux-ci servent à mesurer l'erreur, la dispersion et les biais des données de simulation comparées à celles observées.

Ainsi, l'écart moyen entre les valeurs simulées et observées est mesuré par l'erreur absolue moyenne (MAE) et l'erreur quadratique moyenne (RMSE). Cette dernière est plus sensible aux fluctuations importantes. Le biais et le biais relatif (BIAS, PBIAS) indiquent la tendance du modèle à surestimer ou sous-estimer les débits et niveaux d'eau tandis que le coefficient de détermination (R^2) renseigne la cohérence de la variabilité atemporelle. L'efficacité de Nash–Sutcliffe (NSE), quant à elle, évalue la performance globale du modèle. Une calibration de qualité se traduit par des valeurs faibles de MAE et RMSE, un biais proche de zéro et des valeurs élevées pour NSE et R^2. Ces indicateurs ont été calculé pour les résultats de toutes les simulations combinées aux données des stations de validation. L'ensemble des résultats est détaillé dans le Tableau A.1 de l'ANNEXE A.

Les simulations ont été classées à l'échelle de la CMM à l'aide d'un indicateur composite fondé sur le classement des performances obtenues selon les critères NSE, RMSE et biais pour chaque station hydrométrique. Cette approche permet d'établir une hiérarchie complète des scénarios, du plus performant au moins performant, en tenant compte de l'ensemble des stations sur le territoire.

D'abord, les simulations effectuées avec le maillage 1 (sim01 à sim14) font l'objet d'un classement. Celles qui présentent les meilleures performances ont ensuite été analysées afin d'identifier les paramètres hydrodynamiques les plus pertinents. Sur cette base, un second ensemble de simulations a été mis en place avec le maillage 2 (sim15 à sim17). Les mêmes analyses statistiques de comparaison entre les données observées et simulées ont été appliquées aux simulations avec Mesh2. L'objectif de cette démarche est de sélectionner la simulation hydrodynamique la plus performante et la plus robuste, qui sera utilisée par la suite pour la simulation des conditions de crue et d'étiage, à partir desquelles seront évalués les scénarios de déversement.

Pour chaque station, les simulations ont été classées selon ces indicateurs en visant la maximisation du NSE de même qu'une minimisation de la RMSE et de la valeur absolue du biais. Un score composite a ensuite été établi pour chaque station. Celui-ci est obtenu à partir d'une pondération des rangs obtenus pour chacun des indicateurs (NSE étant prioritaire), afin de tenir compte simultanément de la capacité du modèle à reproduire la dynamique observée, de la précision des résultats et de l'absence de biais systématique.

Le rang global correspond à la moyenne de ces scores composites calculés sur l'ensemble des stations hydrométriques considérés. Un rang global plus faible indique une meilleure performance globale et une plus grande robustesse du scénario à l'échelle de la CMM.

3.5.3 Détermination des débits de crue et d'étiage

3.5.3.1 Analyse fréquentielle

La méthodologie de l'analyse fréquentielle repose sur trois phases à savoir l'analyse statistique des données hydrologiques historique, la sélection des lois de probabilité et l'identification d'évènements hydrologique représentatifs. L'analyse fréquentielle permet de déterminer les débits de récurrence sur la base des séries de données observées.

Pour commencer, les données historiques sont analysées afin de dégager les débits théoriques de l'étude. Une crue de récurrence de deux ans (Q_2) et un étiage, de récurrence de deux ans, calculé sur sept jours consécutifs ($Q_{2,7}$) sont visés. Pour établir ces statistiques de référence, les débits maximaux annuels pour les crues et les débits minimaux sur sept jours pour les étiages sont relevés pour chaque station présentant des données sur la période de 2011 à 2024.

En hydrologie divers modèles statistiques permettent de caractériser les probabilités des extrêmes hydrologiques. Dans la présente étude, les distributions Gumbel et Weibull de même que la loi d'extrémum généralisée (GEV: Generalized Extreme Value) ont été retenues pour l'analyse des crues. En ce qui concerne les étiages, en plus de ces trois distributions, les lois Gamma et Log-normale ont également été intégrées à l'analyse.

La loi de GEV est un regroupement en une seule équation de trois modèles dont Gumbel et Weibull qui lui permet de représenter une large diversité de comportements statistiques. Elle est définie par trois paramètres: la forme (ξ), la localisation (μ), et l'échelle (σ).

Gumbel est un cas particulier de GEV où le paramètre de forme est considéré comme nul. Ses paramètres sont, donc, μ et σ qui définissent respectivement sa position et son échelle. C'est un modèle courant pour schématiser les maximas en supposant la diminution exponentielle de la fréquence des événements en fonction de leur intensité.

Les lois de Weibull (échelle et forme) et Log-normale (définie par la moyenne (Meanlog) et l'écart-logarithmiques type (Sdlog) sont caractérisées par une limite inférieure stricte n'admettant que des valeurs positives ce qui les rends cohérents pour les débits.

Enfin, la loi Gamma avec ses paramètres de forme et de seuil (Rate) est une distribution flexible qui s'ajuste à la courbure des séries de données étirées comme pour les étiages.

Les paramètres des lois de distribution (GEV, Gumbel, Weibull, Gamma et Log-normale) sont estimés par la méthode de la vraisemblance maximale. Ensuite, le test de Kolmogorov-Smirnov (KS) est utilisé en priorité pour la validation des lois statistiques basée sur le critère de la valeur de p (p-value). En effet, un modèle est rejeté s'il affiche une p-value inférieure à 0,05 (seuil de 5%) indiquant une trop grande divergence avec les données observées. La distance verticale maximale entre les courbes des données observées et celles théoriques est indiquée avec le paramètre « D » de KS (D_{KS}). Dans le cas où plusieurs modèles sont validés par le test KS, celui présentant les valeurs les plus faibles pour les critères d'information d'Akaike (AIC) et de Bayes (BIC) est retenu. AIC et BIC renseignent sur l'ajustement statistique du modèle aux données. A l'issu de cette sélection, chaque station hydrométrique est associée à une loi jugée plus performante. Les quantiles (débits théoriques extrêmes) notamment Q_2 et $Q_{2,7}$ sont alors déterminés suivant les équations de calculs de la loi correspondante à une station donnée.

3.5.3.2 Conditions hydrologiques

3.5.3.2.1 Débits théoriques de crue

Dans cette section, les résultats de l'analyse fréquentielle des stations de Carillon et Pointe-des-Cascades sont détaillés (Tableau 3.7) à titre d'illustration du processus de sélection des modèles statistiques. Comme expliqué dans la section 3.5.3.1, pour chacune des stations, les distributions GEV, Gumbel et Weibull ont été évaluées à l'aide du test de Kolmogorov–Smirnov (KS), puis comparées à l'aide des critères d'information d'Akaike (AIC) et de Bayes (BIC). La même procédure est suivie pour toutes les autres stations hydrométriques de la zone d'étude fournissant

des données de débit de 2011 à 2024. Leurs résultats sont présentés dans le Tableau A.8 de l'ANNEXE A

Tableau 3.7 Résultats de l'analyse fréquentielle pour les stations de Carillon et Pointe-des-Cascades

Station	**Distribution**	**D_{KS}**	**p_value**	**AIC**	**BIC**
Carillon	GEV	0,4	0,007	250,1	252
	Gumbel	0,4	0,006	248,6	249,9
	Weibull	0,3	0,15	250,8	252,1
Pointe-des-Cascades	GEV	0,3	0,1	221,4	223,3
	Gumbel	0,3	0,06	221,6	222,9
	Weibull	0,2	0,4	220,3	221,6

Pour la station de Carillon, les distributions Gumbel et GEV donne des p-value respectives de 0,0067 et 0,0063 qui se situent sous le seuil de 0,05 et D_{KS} est également plus grand pour ces deux lois. Cela indique une divergence entre les données de ces distributions et les observations; donc ces distributions sont rejetées par le test KS. Même si Gumbel affiche des valeurs de AIC et BIC plus faibles, elle n'est pas retenue car ces critères ne sont considérés qu'après une validation de KS. A l'inverse, la loi de Weibull avec une p-value de 0,159 passe le test de KS. Elle est, dès lors, statistiquement la plus performante des trois et sélectionnée comme loi de référence pour la station de Carillon.

A la station de Pointe-des-Cascades, un meilleur ajustement des modèles est noté. Les trois lois satisfont au test de Kolmogorov-Smirnov puisque leurs p-values sont toutes supérieures à la limite de rejet de 5%. Toutefois, la p-value la plus élevée est obtenue avec la distribution de Weibull. Celle-ci se distingue aussi par des indices plus faibles à la fois pour les critères AIC et BIC ainsi que la distance D_{KS}. Dans ce cas, la loi de Weibull s'avère également être plus adéquate pour une représentation statistique des données de cette station. Elle a donc été retenue pour les calculs subséquents de quantiles de crue.

Le Tableau 3.8 présente les paramètres de forme et d'échelle de la loi de Weibull pour les deux stations ainsi que les quantiles pour quatre périodes de retour (2, 20, 50 et 100 ans) qui en découlent. Pour la station de Carillon, ces indices s'élèvent respectivement à 3,7 et 6473,5. À Pointe-des-Cascades, ils atteignent environ 5,2 et 2866. Par ailleurs, le débit biennal (période de retour de 2 ans) est estimé à 2673,8 m^3/s à cette station et 5872,3 m^3/s au niveau de Carillon. Des valeurs qui serviront à la détermination de la période de simulation.

Tableau 3.8 Paramètres de la loi de Weibull et Quantiles aux stations de Carillon et Pointe-des-Cascades

Stations	Paramètres de Weibull		Quantiles (m^3/s)			
	Forme	Échelle	Q_2	Q_{20}	Q_{50}	Q_{100}
Carillon	3,8	6473,5	5872,3	8667,1	9304,7	9717,2
Pointe-des-Cascades	5,3	2866,2	2673,8	3529	3712,2	3828,8

Le Tableau 3.9 synthétise les lois retenues, les paramètres statistiques associés ainsi que les quantiles calculés pour des périodes de retour de 2, 20, 50 et 100 ans pour l'ensemble des stations hydrométriques d'intérêt. Il en ressort que la distribution de Weibull est la plus commune s'ajustant à quatre des six stations présentées. À la station de Bois-des-Filion, la loi de Gumbel a été privilégiée, tandis que la loi GEV a été retenue pour la station de Terrasse-Vaudreuil.

Tableau 3.9 Lois de distribution, leurs paramètres et les quantiles de crue de toutes les stations hydrométriques de débit

Station	**Loi**	**Paramètres**	**Valeurs**	**Quantiles (m^3/s)**			
				Q_2	**Q_{20}**	**Q_{50}**	**Q_{100}**
Carillon	Weibull	Forme	3,7	5872,3	8667,1	9304,7	9717,2
		Échelle	6473,5				
Pointe-des-Cascades		Forme	5,3	2673,8	3529	3712,2	3828,8
		Échelle	2866,2				
Lasalle		Forme	15,4	11429,4	12571,3	12791,4	12927,9
		Échelle	11705,2				

Tableau 3.10 Lois de distribution, leurs paramètres et les quantiles de crue de toutes les stations hydrométriques de débit. (suite)

Station	Loi	Paramètres	Valeurs	Quantiles (m^3/s)			
				Q_2	Q_{20}	Q_{50}	Q_{100}
Marina de Sainte-Anne-de-Bellevue	Weibull	Forme	3,4	1648,9	2542,8	2751,8	2887,9
		Échelle	1837,8				
Bois-des-Filion	Gumbel	Position	715,1	749,6	994,7	1082,4	1148,1
		Échelle	94,1				
Terrasse-Vaudreuil	GEV	Localisation	1297,6	1433,3	2793,6	3506,3	4146,1
		Échelle	355,4				
		Forme	0,2				

3.5.3.2.2 Débits théoriques d'étiage

La présente section vise à déterminer les débits d'étiage de récurrence deux ans calculés sur une période de sept jours consécutifs ($Q_{2,7}$), qui serviront pour les simulations hydrodynamiques. Bien que l'analyse fréquentielle soit identique pour les scénarios d'étiage, une plus grande diversité de modèles statistiques par rapport aux épisodes de crue est notée. Les résultats de la validation, reposant sur le KS et les critères d'information, sont présentés en annexe (Tableau A.10). Cette validation s'est principalement appuyée sur AIC et BIC puisque toutes les lois ont été validées par le test KS.

En outre, le Tableau 3.11 récapitule les lois retenues pour les six stations d'intérêt, leurs paramètres estimés et le débit d'étiage de récurrence 2ans ($Q_{2,7}$) qui y correspond.

Tableau 3.11 Lois de distribution, leurs paramètres et les quantiles d'étiage de toutes les stations hydrométriques de débit

Station	Loi retenue	Paramètres	Valeurs	$Q_{2,7}$ (m^3/s)
Carillon	Log-normale	Meanlog	6,8	**868,5**
		Sdlog	0,3	
Bois-des-Filion	Weibull	Forme	2,5	**71,2**
		Échelle	82,2	

Tableau 3.12 Lois de distribution, leurs paramètres et les quantiles d'étiage de toutes les stations hydrométriques de débit. (suite)

Station	Loi retenue	Paramètres	Valeurs	$Q_{2,7}$ (m^3/s)
Pointe-des-Cascades		Forme	1,7	**285,7**
		Échelle	355,2	
Marina Sainte-Anne-de-Bellevue		Forme	2,5	**151,2**
		Échelle	175	
Terrasse-Vaudreuil		Forme	1,6	**59,5**
		Échelle	74,8	
Lasalle	Gumbel	Position	6892,3	**7077**
		Échelle	504,1	

La loi Weibull s'est avérée être la représentation la plus adéquate pour la majorité des stations. Il s'agit de Bois-des-Filion, Pointe-des-Cascades, Marina Sainte-Anne et Terrasse-Vaudreuil. Cela reste cohérent avec sa capacité à modéliser des séries de valeurs basses variables. À la station Carillon, c'est la loi Log-normale qui offre le meilleur ajustement statistique montrant une distribution fortement asymétrique. Enfin, la loi de Gumbel a été retenue pour la station de Lasalle marquée par une différence statistique avec une valeur de débit nettement plus élevée ($Q_{2,7}$ = 7077 m3/s).

3.5.3.3 Analyse hydrologique

Plutôt que d'imposer des débits théoriques, l'approche méthodologique privilégie l'utilisation des données directement tirées des stations hydrométriques. Les séries historiques (2011-2024) sont alors analysées pour déterminer les périodes où le débit observé se situe à ± 20% des débits de crue (Q_2) et d'étiage ($Q_{2,7}$) calculés. Il s'agit des fenêtres temporelles où un ensemble de stations représentatives présentent simultanément des débits proches des valeurs de Q_2 et $Q_{2,7}$.

- **Pour la crue**, aux stations Carillon, Pointe-des-Cascades et Lasalle, trois périodes satisfont ce critère. Elles sont présentées dans le Tableau 3.13. Le choix final s'arrête sur l'évènement commun à plusieurs stations qui minimise l'écart entre les valeurs observées et le débit théorique de récurrence.

Tableau 3.13 Périodes de crue printanière à débit satisfaisant

Année	Période	Durée	Observations
2017	15–21 mai	7 j	Elle ne dure que 7 jours mais c'est une crue forte et tardive
2018	22 avril – 6 mai	15 j	Les débits printaniers de 2018 sont typiques et non extrêmes mais la période est longue et les débits sont plus stables.
2020	26 mars – 9 avril	15 j	Crue plus précoce, globalement moins élevée.

L'analyse des trois évènements en 2017, 2018 et 2020 a conduit à la sélection de la période du 15 au 21 mai 2017 pour représenter les conditions de crue. Elle présente des débits stables qui sont proches ou légèrement supérieurs au débit théorique de crue à chaque station. Le tracé des débits des trois stations en comparaison à Q_2 sont présentés à la Figure 3.13.

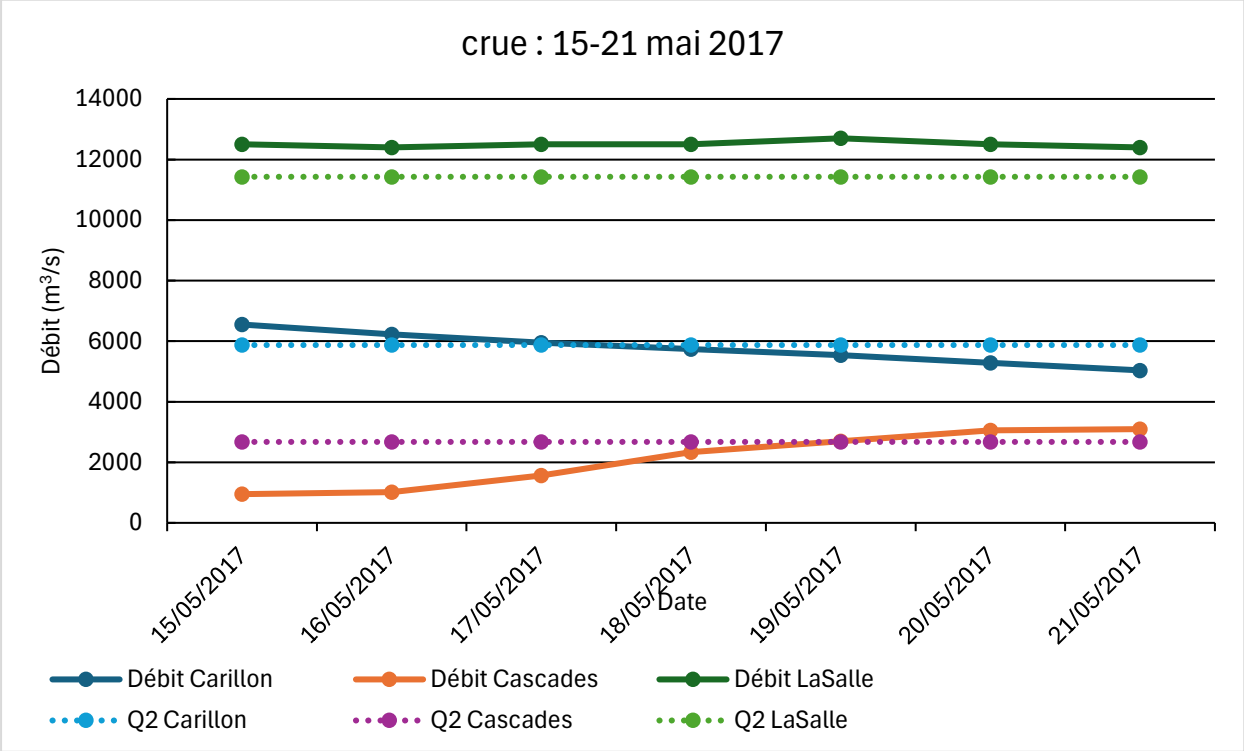

Figure 3.13 Débits de crue théoriques et observés aux stations Carillon, Pointe-des-Cascades et Lasalle.

- **Pour l'étiage**, le Tableau 3.14 présente les périodes recensées pendant lesquelles les débits observés aux station Carillon et Pointe-des-Cascades sont simultanément situé à ± 20% de $Q_{2,7}$.

Tableau 3.14 Période d'étiage aux stations Pointe-des-Cascades et Carillon

Début de période	Fin de période	Durée (jour)	Débit Carillon	Débit Pointe-des-Cascades
29-08-2016	07-09-2016	10	840,5	339,6
13-10-2016	22-10-2016	10	869,5	335,0
09-10-2016	23-10-2016	15	868,5	338,3
29-08-2016	04-09-2016	7	869,3	340,5
30-09-2016	06-10-2016	7	849,0	332,7

L'événement retenu pour les simulations des déversements d'hydrocarbures est du 09 octobre au 23 octobre 2016 correspondant à la période d'étiage la plus longue. La Figure 3.14 présente pour chaque station hydrométrique, les débits observés ainsi que les débits d'étiage $Q_{2,7}$ issus de l'analyse fréquentielle.

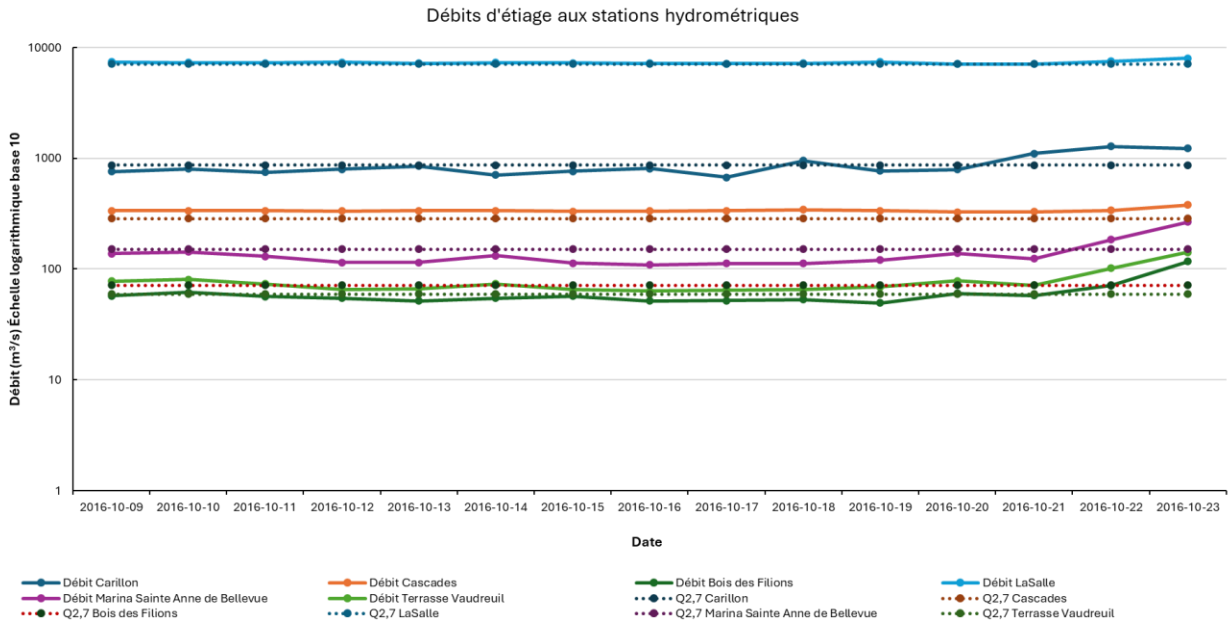

Figure 3.14 Courbes de débits d'étiage théoriques et observés aux différentes stations

Ces périodes de conditions hydrauliques extrêmes et contrastées serviront aux simulations du transport d'hydrocarbures.

3.5.4 Scénarios de déversement

Dans le cadre de cette étude, plusieurs scénarios de déversement accidentel d'hydrocarbures ont été définis. Leur simulation permet d'évaluer la propagation des hydrocarbures dans le réseau

fluvial et leur impact potentiel sur les prises d'eau de la CMM. Les scénarios ont été construits de manière à représenter des situations réalistes. Ils tiennent compte à la fois de la localisation des infrastructures de transport d'hydrocarbures, des conditions hydrologiques contrastées et des données historiques de déversement.

3.5.4.1 Points de rejet

Les lieux de déversement retenus correspondent aux points de croisement entre les pipelines et les cours d'eau. Ils sont localisés au centre du chenal pour représenter une injection directe dans la masse d'eau et ainsi simuler une dispersion maximale. Ainsi, cinq points de rejets sont considérés et présentés dans le Tableau 3.15 avec leurs coordonnées géographiques.

Tableau 3.15 Localisation des points de rejet simulés

Point de rejet	**Coordonnées dans le système UTM-18N**		**Pipeline**	**Localisation**
	X	**Y**		
Pt1	550599,9	5042983,5	Enbridge	Rivière des Outaouais
Pt2	573505,6	5033282,5	Trans-Nord	En amont du lac des deux montagnes et à la sortie de l'outaouais
Pt3	591081	5049230	Trans-Nord	Rivière des Mille Îles
Pt4	596803,9	5040738	Trans-Nord	Première section de la rivière des prairies
Pt5	617891,2	5053728	Saint-Laurent	Fleuve Saint-Laurent

3.5.4.2 Volume et durées de déversement

Le volume de déversement retenu pour les simulations de scénarios a été déterminé sur la base des données d'incidents reliés aux pipelines gérés par la régie de l'énergie du Canada, entre 2008 et 2024 (Régie de l'énergie du Canada, 2025a). Bien que couvrant l'échelle nationale, elle concerne tout de même des oléoducs comparables à celles traversant la CMM tels que Enbridge et Trans-Nord. Le jeu de données décortiqués montre que 750 incidents dont 504 (67.2%) ont un volume déclaré ont concernés les hydrocarbures. Les hydrocarbures liquides sont associés à 92 incidents à volume connu. La majorité des déversements ont des volumes relativement faibles. Néanmoins, il existe des évènements rares mais beaucoup plus volumineux pouvant atteindre des centaines voire des milliers de mètres cubes (Tableau 3.16). Étant donné que l'objectif de cette étude est d'à la fois

représenter un évènement typique et d'évaluer la dynamique de propagation d'un panache d'hydrocarbures à l'échelle du réseau fluvial de la CMM, le volume de déversement choisi est de 900 m^3. Il se positionne légèrement au-dessus de la 99e percentile des données historiques (830,9 m^3). Cette valeur correspond donc à un évènement critique qui reste inférieur aux maximas documentés et surtout elle garantit une propagation suffisante à l'échelle de la CMM.

Tableau 3.16 Indicateurs statistiques des volumes déversés et historique des événements extrêmes annuels (Régie de l'énergie du Canada, 2025a)

Année	**Nombre incidents**	**Volume min (m^3)**	**Volume max (m^3)**	**90e centile**	**P99e centile**	**Compagnie responsable du plus grand volume déversé**
2008	9	2	100	52	95,2	Enbridge Pipelines Inc.
2009	7	1.8	305	227	297,2	Trans Mountain Pipeline ULC
2010	6	17.5	150	120	147	Enbridge Pipelines Inc.
2011	6	1.6	259	135	246.6	Enbridge Pipelines Inc.
2012	2	7,4	90	81,7	89,2	Trans M ountain Pipeline ULC
2013	9	1,6	17,8	13,2	17,3	Trans Mountain Pipeline ULC
2014	9	1,7	173,6	50,7	161,3	Enbridge Pipelines Inc.
2015	6	2	30	23	29,3	Enbridge Pipelines Inc.
2016	4	0,12	3	2,5	3	Enbridge Pipelines Inc.
2017	7	1,7	988	448	934	Enbridge Pipelines Inc.
2018	2	4,8	5	5	5	Enbridge Pipelines Inc.
2019	6	2	50	29	47,9	TransCanada Keystone Pipeline GP Ltd.
2020	6	11	190	128,2	183,8	Trans Mountain Pipeline ULC
2021	2	1,7	7	6,5	6,9	Trans Mountain Pipeline ULC
2022	7	0	7643	3156,8	7194,4	Enbridge Pipelines Inc.
2023	2	2,2	13,2	12,1	13,1	Enbridge Pipelines Inc.
2024	2	3	3	3	3	Enbridge Pipelines Inc.

La durée est un paramètre important qui influence la persistance de la contamination, cependant, les bases de données ne fournissent pas des durées pour les incidents précédemment analysés. Ainsi trois temps de déversement sont testés : 15 min, 3h et 9h. Ces valeurs permettent de simuler une rupture plus ou moins brutale contrôlée rapidement et des scénarios de fuites progressives afin de voir leur effet sur les pics de concentration et les distances parcourues.

En combinant les cinq points de rejet, les trois durées de déversement (15 min, 3h et 9 h), le volume total relâché (900 m^3) et les conditions hydrologiques (crue et étiage), un total de 30 scénarios ont été exécutés.

3.5.5 Modèle de qualité de l'eau

TELEMAC-2D offre deux méthodes pour modéliser le déversement d'hydrocarbures. L'une est basée sur une approche par traceur passif eulérien tandis que l'autre utilise le module spécifique « Oil Spill » qui repose sur une approche lagrangienne. La méthode par traceur est représentée par une variable scalaire T qui subit l'advection et la diffusion par le flux sans influence sur l'hydrodynamique. L'hydrocarbure est injecté en un point donné avec un débit et une concentration définie ce qui facilite l'extraction de séries temporelles aux points clés et la production de cartes de panache. À l'inverse, le module « Oil Spill » représente le produit pétrolier par des particules flottantes qui suivent le courant et qui peuvent être localisées en tout temps. C'est une approche adaptée pour l'étude de la dérive de la nappe. Cependant, l'obtention de séries temporelles ou de champ de concentration requiert un post traitement complexe d'agrégation spatiale des particules. Ainsi, la méthode par traceur a été employée dans le cadre de cette étude afin de mener une analyse quantitative de la qualité de l'eau. Elle adopte, toutefois, une vision volontairement conservatrice du transport et de la dispersion des hydrocarbures en ne représentant pas certains processus physico-chimiques complexes tels que l'adhésion sur les rives ou la dégradation.

Pour la mise en œuvre technique, TELEMAC permet de définir des sources internes par leurs coordonnées et par le débit d'eau associé. Le déversement est considéré comme une source ponctuelle de traceur. Son débit, tant qu'il reste faible, est intégré à l'équation de continuité mais ne contribue pas au bilan de quantité de mouvement (vitesse).

Par ailleurs, l'essence est choisie comme hydrocarbure de référence en raison de sa forte teneur en Benzène, un composé toxique et cancérogène. Tel que détaillé dans le Tableau 2.5, le benzène est une substance chimique dangereuse qui fait l'objet d'une réglementation sévère du RQEP. Ainsi, la présence d'essence dans une source d'eau potable est un pire cas de scénario qui reste réaliste puisque qu'il fait partie des produits transportés par les oléoducs.

Pour un scénario de déversement de 900 m^3 d'essence (densité de 750 kg/ m^3), la masse injectée est de 675000 kg. Sur une durée de déversement de 3h le flux massique atteint 62,5 kg/s soit 0,083

m^3/s. Alors, un débit de source plus faible (0,001 m^3/s) est privilégié, afin de ne pas modifier l'hydrodynamique de la zone de rejet ou de l'ensemble du réseau.

3.6 Phase 3 : Modélisation sectorielle sous Delft3D

La modélisation du transport des hydrocarbures à l'échelle de la Communauté métropolitaine de Montréal a constitué une étape fondamentale de ce projet. En effet, elle a permis de comprendre davantage les enjeux et les défis liés à la modélisation de ce secteur. Au cours des travaux, une base de données bathymétriques uniformisée a été consolidée. Un modèle hydrodynamique qui simule le comportement hydraulique global de l'archipel d'Hochelaga et au-delà a également été validé. Cependant, l'analyse des résultats de simulation des scénarios de déversement d'essence a confirmé que le modèle de qualité de l'eau ne pouvait garantir la précision requise pour être exploitable.

Dans ces conditions, la stratégie de recherche s'est tournée vers une approche sectorielle ciblant les zones les plus vulnérables de la CMM (Barrette, 2018). Le secteur couvre une partie de la rivière des Outaouais, le lac des Deux montagne et la rivière des Mille Îles. Il est caractérisé par une forte densité de prises d'eau potable et le croisement d'infrastructure de transport des hydrocarbures ce qui accentue tout impact qu'un déversement d'hydrocarbures pourrait avoir sur l'environnement et la distribution de l'eau potable. Ainsi, les efforts de calcul ont été concentré sur ces axes fluviaux prioritaires afin de simuler fidèlement le devenir des hydrocarbures et optimiser la résilience des installations municipales en cas d'urgences de ce type.

Par ailleurs, l'adoption de cette approche sectorielle découle également de considérations pragmatiques liées aux contraintes temporelles inhérentes à un projet de maîtrise

3.6.1 Modèle hydrodynamique

Le modèle hydrodynamique de la phase 3 décrit dans cette section a été développé par Kammoun et al. (2024). Ils ont combiné un modèle en amont de la rivière des Mille-Îles avec un autre conçu par Shyaka (Léveque et al., 2025) couvrant la portion en aval de la rivière allant du barrage Grand Moulin à celui des Moulins à Terrebonne (Figure 3.3). Le modèle inclut ainsi la section décrite plus haut et permet de représenter l'hydrodynamique autour des prises d'eau des municipalités de Saint-Eustache, Deux-Montagnes, Sainte Thérèse, Laval, Rosemère et de la Régie d'aqueduc intermunicipale des Moulins (RAIM).

3.6.2 PEP et stations hydrométriques du site

Le site comprend sept UTEP qui disposent de prises d'eau potable dans les cours d'eau modélisés. Il s'agit de celles des municipalités de Sainte-Rose, Sainte-Thérèse, Oka, Deux-Montagnes, Rosemère, Saint-Eustache et de la RAIM. L'ensemble de ces infrastructures assurent l'approvisionnement en eau potable de plus de 590 000 personnes (MELCCFP, 2026). L'usine de Deux-Montagnes et d'Oka effectuent leurs prélèvements directement dans le lac des Deux-Montagnes. Les prises d'eau des stations de Sainte-Thérèse, Saint-Eustache, Sainte-Rose et Rosemère sont, quant à elles localisées dans la rivière des Mille îles. Enfin, RAIM constitue la dernière prise d'eau située en aval sur la rivière. Certaines de ces usines comme Rosemère et Sainte-Thérèse disposent de deux prises d'eau : une primaire utilisée en permanence et une secondaire qui prend le relais en cas d'urgence. La Figure 3.15 illustre le positionnement géographique des sites de prélèvement.

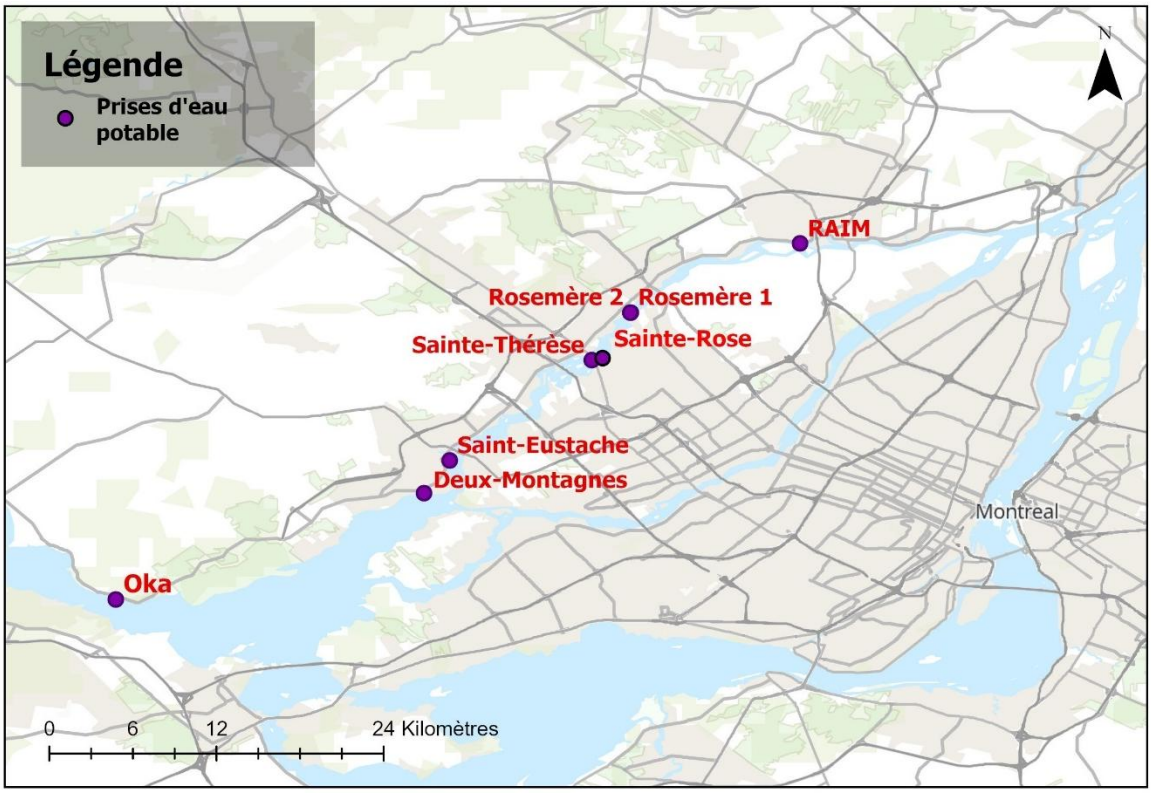

Figure 3.15 Prises d'eau potables du domaine d'étude

Par ailleurs, dans cette zone six stations hydrométriques sont exploitées dont certaines avaient servie pour le modèle numérique de la CMM (phase 2). Il s'agit de celles de Bois-des-Filion, Sainte-

Anne-de-Bellevue, Pointe-Calumet, Barrage du Grand-Moulin, Terrasse-Vaudreuil et de Rigaud (Figure 3.17). La station Bois-des-Filion fournit des données de débits et de niveaux d'eau quotidiens tandis que les autres permettent d'accéder à des séries de niveaux d'eau journaliers. À l'instar du modèle régional, ces jeux de données servent à la fois à la calibration du modèle hydrodynamique et à la définition des conditions hydrologiques extrêmes (niveaux et débit de crue).

3.6.3 Maillage et calibration du modèle

Le modèle hydrodynamique est tridimensionnel et implémenté avec le module « Flow » de la version 4.04.01 de Delft3D. Le maillage de type curviligne orthogonal est généré dans l'outil « RGFGRID » en coordonnées cartésienne. Les données bathymétriques internes décrite à la section 3.3.2.2 ont été interpolées sur le maillage à l'aide de « QUICKIN ».

Le modèle comporte deux couches de profondeur de même épaisseur. Les simulations suivent un pas de temps de 0,1 minute et sont lancées pour l'année 2013 où des données complètes sont disponibles à la station de validation (Pointe Calumet). La gravité et la densité de l'eau sont fixées respectivement à 9,81 m/s² et 1000 kg/m³. La viscosité horizontale est de 2,5 m²/s et la turbulence est modélisée avec k-epsilon.

La calibration du modèle a porté principalement sur le coefficient de Manning qui gouverne la rugosité du fond. Deux valeurs de rugosité ont été testées : 0,03 et 0,035. Des analyses statistiques impliquant le coefficient de détermination R^2 et l'indice d'efficacité NSE ont permis de déterminé que la rugosité de 0,035 permet sensiblement un meilleur ajustement des résultats. La Figure 3.16 montre les tracés de comparaison entre les valeurs de simulation et de relevée terrain à la station Pointe-Calumet. Le graphe montre également les niveaux d'eau extrêmes pour cette année.

Figure 3.16 Niveaux d'eau observés à la station de Pointe Calumet et ceux simulés avec deux valeurs de coefficient de Manning (Kammoun et al., 2024)

La comparaison entre les niveaux d'eau observés et ceux simulés ainsi que l'analyse statistique montrent que le modèle hydrodynamique est stable. Celui-ci servira, alors, à l'étude du transport et du comportement des contaminants qui suit.

3.6.4 Analyse fréquentielle

L'analyse réalisée pour ce modèle de qualité de l'eau est similaire à celle décrite à la phase 2. Les stations hydrométriques présentant uniquement des données de niveau d'eau ont également fait l'objet de cette analyse pour la détermination des niveaux d'eau en période de crue en lieu et place de débit de crue. Ainsi, les mêmes lois de distribution ont été appliquées à savoir GEV, Gumbel et Weibull. Elles ont été implémentées pour les stations de Pointe-Calumet, du Barrage Grand Moulin et Bois-des-Filion. La station à Rigaud a été écartée car elle présente une historique de données qui ne couvre que quatre années. La validation repose sur le critère de KS puis AIC et BIC. Les résultats sont présentés dans le Tableau A.12 de l'annexe. Ils montrent que la distribution de GEV est celle qui fournit le meilleur ajustement des données simulées à celles observées à toutes les trois stations concernées. En effet, au test de KS elle présente des valeurs de p-value très élevées : 0,96; 0,81 et

0,996 respectivement pour les stations de Bois-des-Filion, Barrage du Grand-Moulin et Pointe-Calumet.

Après détermination des paramètres de la loi de distribution GEV, les quantiles de crue sont calculés et présenté dans le Tableau 3.17. Les débits et niveaux d'eau en conditions de crue sont estimés selon des période de retour de 2, 20, 50 et 100 ans.

Tableau 3.17 Débits et niveaux d'eau de crue sur quatre périodes de récurrence (Kammoun et al., 2024).

Période de récurrence	**Débit de crue (m^3/s)** **Station Bois-des-Filion**	**Niveau de crue (m)** **Station Barrage du Grand Moulin**	**Niveau de crue (m)** **Station Pointe-Calumet**
2 ans	$Q_{2,1}$= 745,468	$N_{2,1}$= 23,471	$N_{2,1}$= 23,480
20 ans	$Q_{20,1}$= 1129,605	$N_{20,1}$= 24,771	$N_{20,1}$= 24,498
50 ans	$Q_{50,1}$= 1390,923	$N_{50,1}$= 25,398	$N_{50,1}$= 24,922
100 ans	$Q_{100,1}$= 1658,013	N 100,1= 25,941	N 100,1= 25,263

3.6.5 Modèle de qualité de l'eau

Pour le modèle sectoriel, le volume de déversement de 900 m^3 ainsi que le type d'hydrocarbure (essence) qui ont été sélectionnés et justifiés lors de la phase 2, sont reconduits. Néanmoins, les points de rejet sont réduits au nombre de trois (P1, P2 et P3) et correspondent aux intersections entre les cours et les oléoducs. Le point de rejet P1 est situé sur la rivière des Outaouais à l'endroit où celle-ci est traversée par la ligne 9B d'Enbridge à proximité de la station hydrométrique de Rigaud. Le point de déversement P2 est positionné plus en aval, sur le tracé de l'oléoduc Trans-Nord. Cette dernière traverse également la rivière des Mille Îles au point P3.

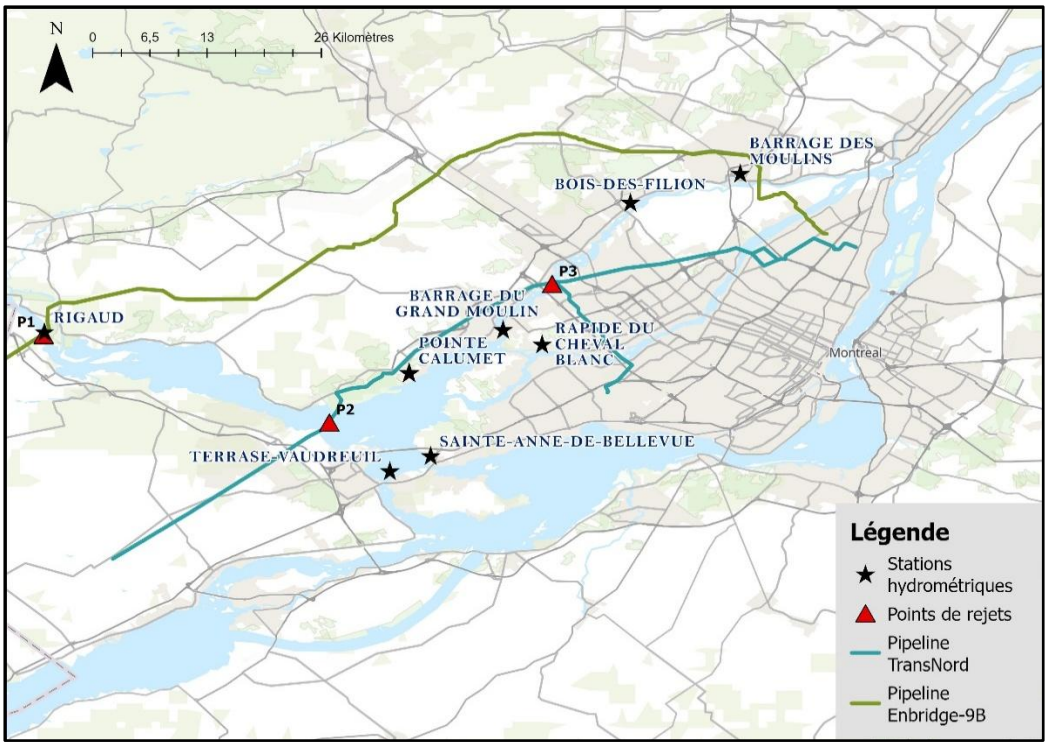

Figure 3.17 Points de rejet, pipelines et site de prélèvement d'eau

Par ailleurs, les déversements qui sont simulés restent caractérisés par une fuite progressive d'une durée de 4h. Un scénario additionnel avec un rejet d'une heure est introduit pour évaluer l'effet d'une fuite brève de même volume total. Afin d'optimiser le plan d'expérience, les simulations sont réalisées en conditions de crue. En effet, ces conditions génèrent des vitesses de courant extrêmes qui réduisent les délais d'alerte en favorisant le transport rapide des hydrocarbures. L'ensemble de ces critères permet ainsi d'exécuter un nombre représentatif de scénarios (Tableau 3.18) à la fois réalistes et pénalisants.

Tableau 3.18 Scénarios de déversements d'hydrocarbures simulés

Scénarios	**Volume (m^3)**	**Durée (h)**	**Point de rejet**
Sc1	900	4	P1
Sc2	900	4	P2
Sc3	900	4	P3
Sc4	900	1	P1

Afin de déterminer les débits et niveau d'eau en condition de crue, une analyse fréquentielle a été menée. Celle-ci est décrite dans la section 3.6.4 précédente. Les simulations des scénarios choisis

ont été exécutées via le module D-WAQ PART de Delft3D qui est spécialisé dans la modélisation de particule et disponible sur les grappes de calcul haute performance de l'Alliance. Pour prendre en compte la force du jet lors de rupture de pipeline, un rayon 100 mètres est défini comme zone d'étalement et de mélange initiaux. Cela permet d'intégrer l'énergie de la rupture avant le début des phénomènes de météorisation. Ceux-ci sont également pris en compte dans le modèle. Le module de modélisation des particules considère une fraction flottante de contaminant, une autre dispersée et une troisième portion qui adhère aux rives (Kammoun et al., 2024). En outre, les paramètres du modèle sont détaillés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3.19 Paramètres numériques du modèle de qualité de l'eau (adapté de Kammoun et al., 2024)

Paramètres et caractéristiques		**Valeurs utilisées**	**Commentaires**
Débit de déversement (m^3/s)		0,0625 et 0,25	Valeurs pour 4h et 1h de déversement
Concentration de l'essence (kg/m^3)		750	Similaire à la valeur utilisé par Trans-Nord pour leur modélisation de déversement (Pipeline Trans-Nord Inc., 2025)
Sédimentation et érosion	Chezy coefficient ($m^{1/2}/s$)	0,5	Valeurs conformes au manuel technique du module de qualité de l'eau de Delft3D (Deltares, 2023c).
	Seuil de cisaillement critique pour la sédimentation (Pa)	0,05	
	Seuil de cisaillement critique pour l'érosion (Pa)	0,4	

Tableau 3.20 Paramètres numériques du modèle de qualité de l'eau (adapté de Kammoun et al., 2024). (suite)

Paramètres et caractéristiques		**Valeurs utilisées**	**Commentaires**
Essence	Évaporation (j^{-1})	0,1	Établies sur la base des travaux de modélisation déversement des hydrocarbures de Wang et al. (2017), avec D-WAQ PART.
	Fraction volatile [0-1]	0,94	
	Probabilité d'adhérence [0-1]	0,5	Recommandations du manuel technique du module de qualité de l'eau de Delft3D (Deltares, 2023c).
	Paramètre d'émulsification	2,00E-06	
	Viscosité cinématique (cSt= centistokes)	0,5 cSt à 15°C	Définie sur la base des travaux de Fingas (2014) (2015) et Fagerlund et al. (2007). Noter que la viscosité cinématique de l'essence varie en fonction de la température.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DE MODÉLISATION

4.1 Phase 2 : Résultats de simulations de calibration hydrodynamique

Le classement final des simulations issu de l'analyse multicritère avec les indicateurs de performance décrits à la section 3.5.2.3 est présenté au Tableau 4.1 ci-dessous. Ce tableau montre la progression des performances entre les deux types de maillages (Mesh1 et Mesh2) et permet d'identifier la configuration optimale.

Tableau 4.1 Classement des simulations de calibration selon les indicateurs statistiques de performance

Maillage	Classement	Simulation	Rang global	Moy. NSE	Med. NSE	Moy. RMSE (m)	Med. BIAS (m)	N
Mesh1	1	Sim14	3,6	-113,4	-7,9	0,8	0,2	8
	2	Sim01	5,3	-1126,9	-40	0,7	0,3	8
	3	Sim05	6,4	-1421,9	-71,1	0,8	0,5	8
	4	Sim13	6,5	-1083,1	-62,8	0,8	0,2	8
	5	Sim07	6,7	-1422,8	-71,1	0,8	0,5	8
	6	Sim12	6,8	-1094,2	-62,5	0,8	0,2	8
	7	Sim04	6,8	-1383,1	-72,4	0,8	0,4	8
	8	Sim08	6,9	-1423,8	-71,3	0,8	0,5	8
	9	Sim03	7,2	-1382,1	-72,0	0,8	0,4	8
	10	Sim06	7,6	-2046,7	-376,9	1,0	1,0	8
	11	Sim02	7,6	-1994,4	-311,6	1,0	1,0	8
	12	Sim11	9,8	-1113,7	-750,2	1,7	-1,5	8
	13	Sim10	10,6	-1126,3	-759,2	1,7	-1,5	8
	14	Sim09	13,3	-6789,7	-3609,9	2,6	2,6	8
Mesh2	1	Sim15	1,9	-845,1	-49,6	0,7	0,1	8
	2	Sim17	1,9	-221,5	-86,7	0,6	-0,1	8
	3	Sim16	2,2	-1573,5	-309,9	0,8	0,8	8

Les colonnes Moy. NSE, Med. NSE, Moy. RMSE et Med. BIAS représentent respectivement la moyenne et la médiane des valeurs obtenues pour toutes les stations. Elles permettent de synthétiser le comportement moyen du modèle pour chaque simulation. La colonne N du tableau donne le nombre de stations utilisées dans le calcul.

Les résultats obtenus avec Mesh1 révèlent une grande hétérogénéité des performances. Bien que la Sim14 se distingue avec un rang global de 3,6, la majorité des simulations de ce groupe présente des rangs élevés allant jusqu'à 13,3 pour la Sim09 et les valeurs de biais médian atteignent 2,6 m.

Ceci met en évidence la difficulté de reproduire fidèlement les niveaux d'eau sur l'ensemble du domaine avec le premier maillage.

Les trois simulations avec Mesh2 se distinguent en termes de qualité de calibration. Dans ce groupe les rangs globaux sont plus faibles avec une moyenne d'environ 2. Au sommet de ce classement Sim15 et Sim17 présentent les mêmes rangs, cependant, Sim15 affiche un biais médian positif de 0,1m comparativement à -0,1m pour Sim17.

Au terme de l'analyse, il ressort que la simulation Sim15 (en vert) est la plus performante avec un rang global de 1,85. Elle présente donc, le meilleur compromis entre la stabilité dynamique (NSE médian élevé) et la précision locale (RMSE et biais faibles). En outre, les scores sont notablement améliorés entre le groupe de Mesh1 et Mesh2. Cela confirme que l'affinement du maillage associé à un coefficient de Manning adéquat est crucial pour capturer la complexité hydrodynamique de la zone d'étude. Ainsi, Sim15 a été retenue comme référence pour l'ensemble des simulations des scénarios de déversement d'hydrocarbures.

4.2 Phase 2 : Résultats de modélisation des déversements d'hydrocarbures

Les cinq points de rejets sélectionnés (pt1 à pt5), les débits de crue, ceux d'étiage, ainsi que le volume et les durées de déversement font l'objet d'itération pour constituer des scénarios spécifiques basés sur la variation d'un paramètre unique. Pour chaque scénario, la simulation est lancée sur un période de sept jours suivant l'approche par traceur décrite précédemment. Les données de concentration sont, ensuite, extraites au niveau des différentes prises d'eau potable.

La Figure 4.1 montre le panache d'hydrocarbure pour le premier scénario (crue, pt1, 3h, 900 m^3). Ces résultats sont identiques pour toutes les simulations. Le panache demeure concentré au point de rejet sans se déployer en aval avec le courant pendant toute la période de simulation. Dès lors, la concentration en hydrocarbures dans le reste du domaine est nulle ce qui produit des cartographies uniformément vierges en dehors de la cellule source (injection de traceur).

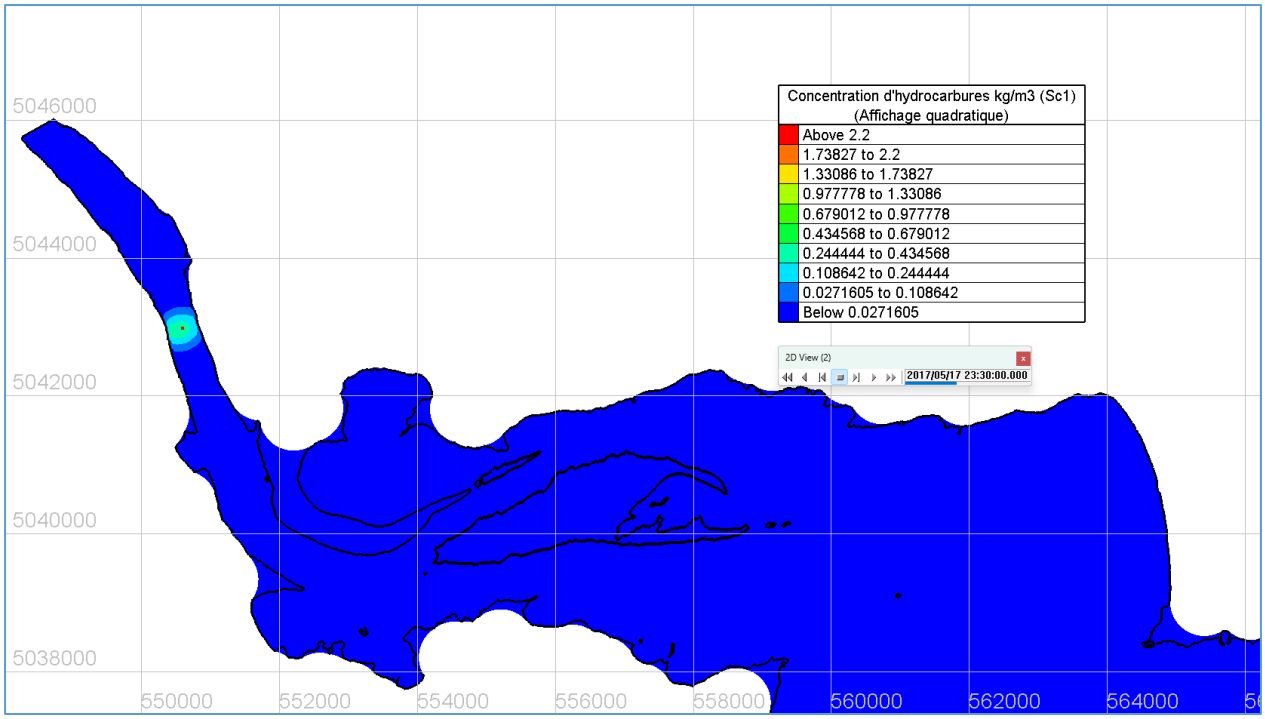

Figure 4.1 Concentrations d'hydrocarbures (scénario 1)

À la prise d'eau d'Oka, la valeur maximale relevée est de 10^{-21} mg/L d'essence (Figure 4.2) correspondant concrètement à une concentration nulle. Ces séries de données ne permettent donc pas d'exploiter les temps de transport ni les durées de contamination.

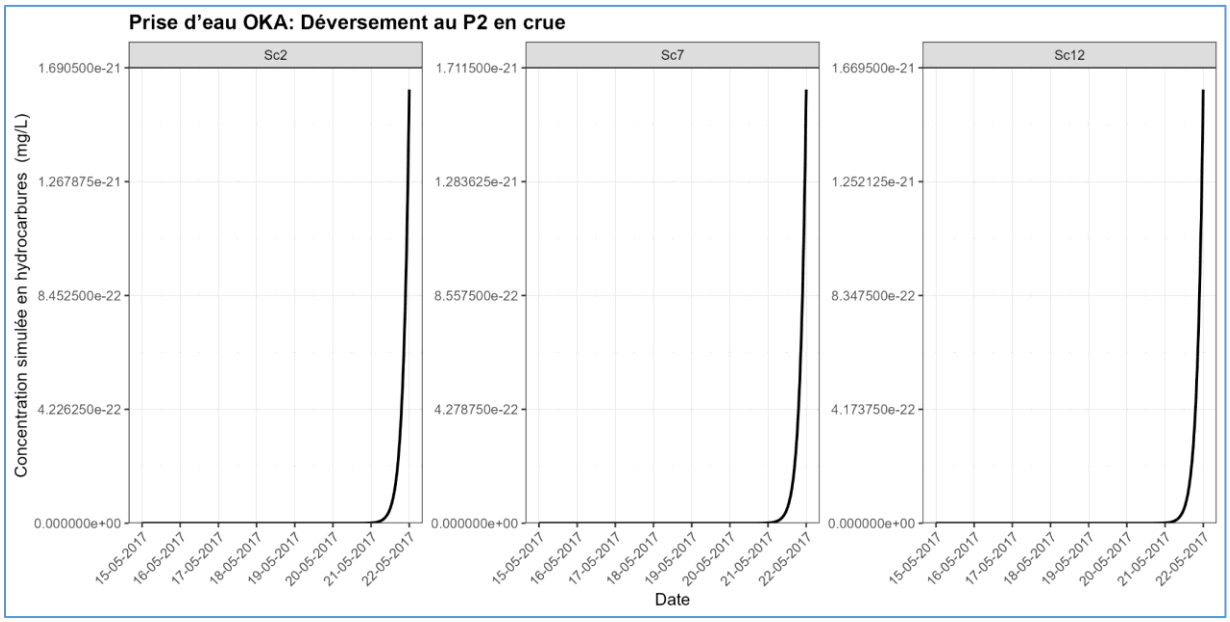

Figure 4.2 Concentration en essence à la prise d'eau d'OKA aux scénarios 2, 7 et 12

Malgré une configuration conforme aux spécifications technique, le modèle TELEMAC-2D s'est révélé inapte à simuler la propagation du contaminant et à fournir des concentrations acceptables aux points d'intérêt en utilisant le module Traceur. L'injection de traceurs a causé des erreurs de calcul et des instabilités numériques qui rendent les résultats inexploitables. Dans ces conditions, le modèle ne permettait ni de reproduire la dynamique attendue de dispersion ni de fournir des concentrations réalistes aux points d'intérêt, ce qui compromet sa capacité à prédire l'évolution d'un panache d'hydrocarbure à l'échelle de la CMM.

Les simulations réalisées avec TELEMAC-2D doivent être considérées comme des tests exploratoires préliminaires visant à évaluer la faisabilité de l'approche, plutôt que comme un outil d'aide à la décision. Elles ne seront donc pas retenues dans le cadre de l'analyse de risque ni intégrées aux résultats finaux du projet.

4.3 Phase 3 : Résultats des simulations de déversement avec Delft3D

Dans le présent mémoire, les indicateurs synthétiques utilisés pour comparer les scénarios et apprécier l'enjeu pour les prises d'eau sont le délai d'arrivée, la durée de dépassement et la concentration maximale à chaque prise d'eau. Ils sont structurés sous forme de tableaux récapitulatifs par scénario, ce qui permet d'identifier rapidement les prises d'eau les plus exposées et celles pour lesquelles le temps d'intervention est le plus contraint.

Les cartes de propagation apportent une information complémentaire, qui ne ressort pas entièrement des tableaux. Elles permettent de vérifier si le panache emprunte préférentiellement un chenal, s'il reste confiné à une rive, ou s'il se disperse latéralement dans des secteurs d'élargissement et de confluence.

4.3.1 Premier scénario de déversement (Sc1)

Le premier scénario simule un rejet de 900 m^3 d'essence sur une durée de 4h au point P1. Les résultats bruts de courbes de concentrations en essence au niveau des prises d'eau potable (PEP) sont présentés sur la Figure 4.3. Celles-ci révèlent une apparition des hydrocarbures à Oka nettement plus précoce (2j8h) que pour les autres PEP de la zone. Ces dernières présentent des concentrations plus faibles et sont impactées plus tardivement (après 5j). Pour chaque point de prélèvement, les courbes de concentration affichent des oscillations, avec un pic qui est suivi d'une diminution d'abord brusque puis graduelle.

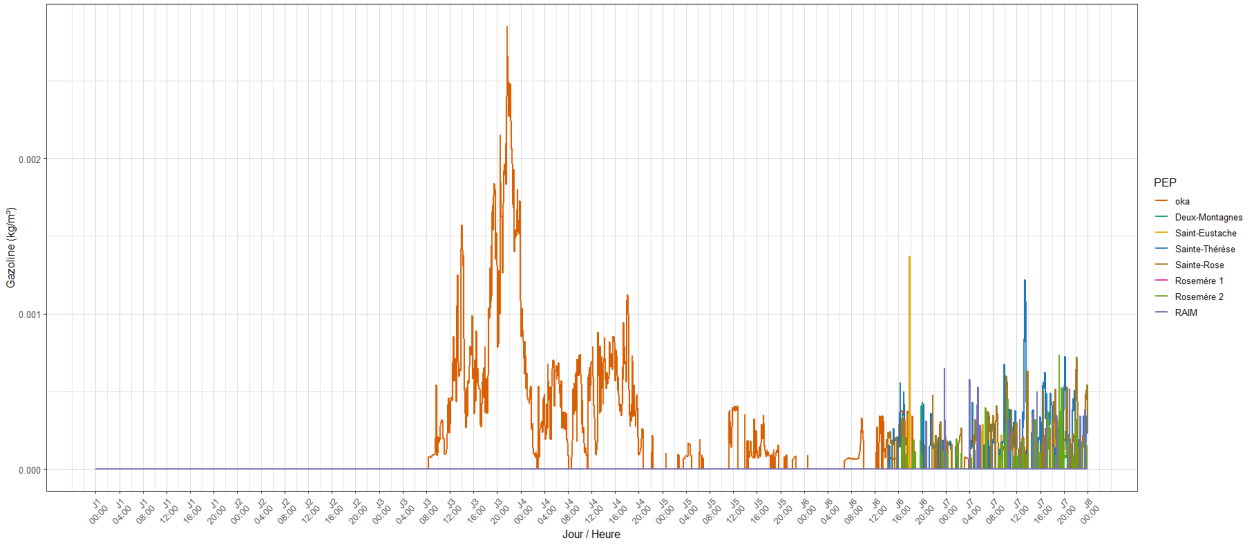

Figure 4.3 Courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable

Pour chaque prise d'eau potable (PEP), la concentration maximale détectée (C_{max}) ainsi que le délai pour l'atteindre (délai de pic) sont relevés dans le Tableau 4.2. D'autres indicateurs y sont également présentés. Il s'agit du délai d'arrivée désignant le temps requis pour que le panache atteigne la prise à partir du début du déversement, du délai de retour qui signifie le temps pour que la contamination se dissipe et de la durée de l'évènement correspondant à la période totale de contamination de la PEP.

Tableau 4.2 Scénario 1 : concentrations maximales et délais d'exposition par PEP

PEP	**C_{max}**	**Délai d'arrivée**	**Délai de pic**	**Délai de retour**	**Durée évènement**
	(mg/l)	jj :hh :mm			
Oka	2,85	02:08:25	02:21:40	06:03:45	03:19:20
Deux-Montagnes	0,43	05:19:50	05:20:00	05:20:00	00:10:00
Saint-Eustache	1,37	05:16:50	05:17:50	06:22:55	01:06:05
Sainte-Thérèse	1,22	05:14:20	06:13:25	06:23:50	01:09:30
Sainte-Rose	0,72	05:14:15	06:22:10	07:00:00	01:09:45
Rosemère 1	0,74	05:16:30	06:19:10	06:23:50	01:07:20
Rosemère 2	0,74	05:16:30	06:19:10	06:23:50	01:07:20
RAIM	0,65	05:20:39	05:23:45	06:23:35	01:02:55

L'analyse de ces résultats montre que la prise d'Oka est la plus touchée avec le pic de concentration le plus élevé (2,85 mg/l), le délai d'atteinte le plus court (2j8h) qui s'explique par sa proximité avec

le lieu de déversement ainsi que la durée de contamination la plus longue. Les hydrocarbures continuent de contaminer ce site de prélèvement pendant plus de 3 jours ce qui est critique pour la gestion des réserves d'eau. La PEP de Deux-Montagnes présente pour ce scénario la C_{max} (0,43 mg/l) la moins élevée et le temps de contamination le plus court. En aval, le panache traverse la rivière des Mille Îles après plus de 5 jours. Les sites de prélèvement de Sainte-Thérèse et Rosemère sont atteintes respectivement après 5j14h et 5j16h avec des concentrations maximales de 1,22 et 0,74 mg/l atteintes au 6ème jour. Le site de la RAIM est le dernier à être touché au bout de 5j20h avec une C_{max} plus atténuée de 0,65 mg/l. En dehors de Deux-Montagnes et Oka, la contamination persiste pendant plus de 26h aux autres PEP. De plus, bien qu'ils soient atteints en un délai relativement long, ces sites de prélèvement sont affectés dans une fenêtre temporelle rapprochée.

Les positions du panache à différentes dates sont illustrées à la Figure 4.4. Celle-ci montre que la nappe est initialement confinée au point de rejet et puis s'élargi suivant une dispersion latérale sous l'influence de la morphologie plus étendue de la zone d'écoulement en aval (lac des Deux-Montagnes). Le panache couvre ainsi, une portion significative, diffusant les hydrocarbures et entrainant des concentrations plus faibles observées.

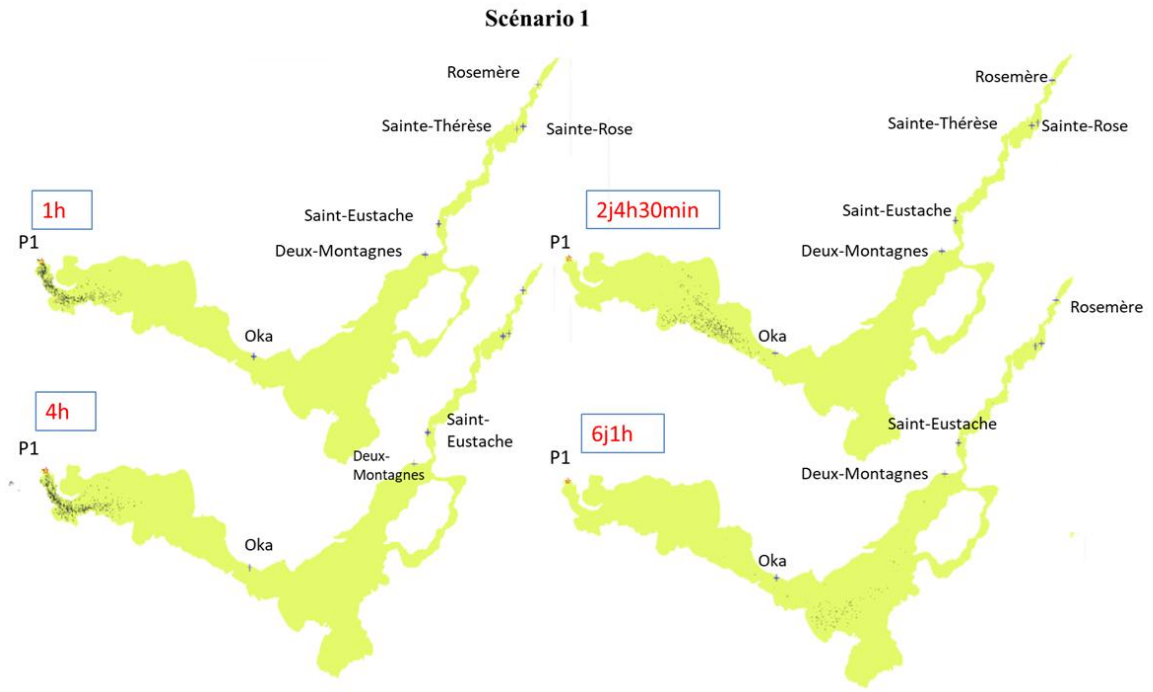

Figure 4.4 Évolution spatiale du panache d'hydrocarbures au point P1 (Scénario 1)

4.3.2 Deuxième scénario de déversement (Sc2)

Ce scénario évalue l'impact d'un rejet de 900 m^3 d'essence au point P2 localisé dans le lac des Deux-Montagnes, en aval de la rivière des Outaouais. La durée de déversement est maintenue à 4h ce qui correspond à un débit de 0,0625 m^3/s. L'analyse des résultats (Figure 4.5) met en évidence des fluctuations marquées des concentrations au cours du temps. Cependant, l'évolution globale se caractérise par une augmentation progressive des teneurs, suivie d'une longue phase de régression. À la différence du scénario Sc1, ici, les PEP sont atteintes les unes à la suite des autres à intervalle de quelques heures.

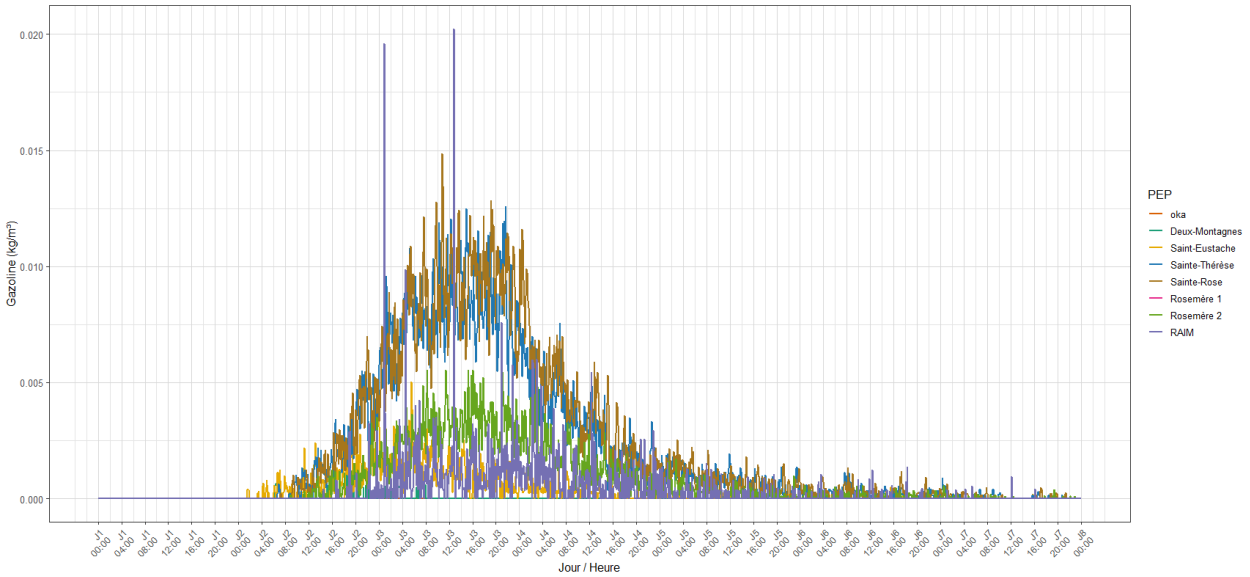

Figure 4.5 Scénario 2 : courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable

Les indicateurs permettant de synthétiser les résultats de la simulation sont présentés dans le Tableau 4.3. Le site de prélèvement de la RAIM est le plus touché avec une concentration maximale très élevée (C_{max}=20,22 mg/l). Les prises d'eau de Sainte-Thérèse et Sainte-Rose présentent également des teneurs importantes comprises entre 12,5 et 15mg/l. Le panache atteint ces PEP à quelques minutes d'intervalle. Les usines de Saint-Eustache et Deux-Montagnes sont les premières impactées respectivement environ 25 heures et 30 heures après le début du rejet. La durée de contamination est la plus courte à Deux-Montagnes tandis qu'elle est quasi-identique et beaucoup plus longue (environ 5 heures) sur tous les autres sites. Globalement, on note des concentrations plus élevées qu'au Sc1 même si le volume et la durée de déversement sont reconduits. De plus, la

prise d'eau de la RAIM présente distinctivement deux pics de concentration très élevés dépassant nettement les niveaux observés aux autres points ainsi que les valeurs observées à cette même PEP durant les autres phases de la contamination. Ce phénomène souligne un comportement singulier du panache à cette endroit. La prise d'Oka n'est pas affectée dans ce scénario car elle est située en amont du point de rejet.

Tableau 4.3 Scénario 2 : Concentrations maximales et délais d'exposition par PEP

PEP	**C_{max}**	**Délai d'arrivée**	**Délai de pic**	**Délai de retour**	**Durée évènement**
	(mg/l)	jj:hh:mm			
Deux-Montagnes	1,26	01:06:10	01:19:55	02:07:55	01:01:45
Saint-Eustache	5,01	01:01:30	02:05:35	06:20:00	05:18:30
Sainte-Thérèse	12,59	01:06:40	02:21:40	06:20:50	05:14:10
Sainte-Rose	14,87	01:07:05	02:10:50	06:21:25	05:14:20
Rosemère 1	5,55	01:08:55	02:11:25	06:22:55	05:14:00
Rosemère 2	5,55	01:08:55	02:11:25	06:22:55	05:14:00
RAIM	20,22	01:14:30	02:12:50	06:16:10	05:01:40

De plus, la Figure 4.6 présente la dynamique de propagation du déversement simulé pour le scénario. Les cartes extraites à 1h, 4h, 1j2h et 2j1h30min montrent l'évolution de l'écoulement. Pendant les premières heures, le panache est dense et compact au tour du point de rejet P2. Au bout de 26h on l'observe s'élargir dans le lac des Deux-Montagnes et prendre la direction de la rivière des Mille Îles. Après deux jours, l'extension de la nappe s'étend sur toute la rivière et épouse sa morphologie.

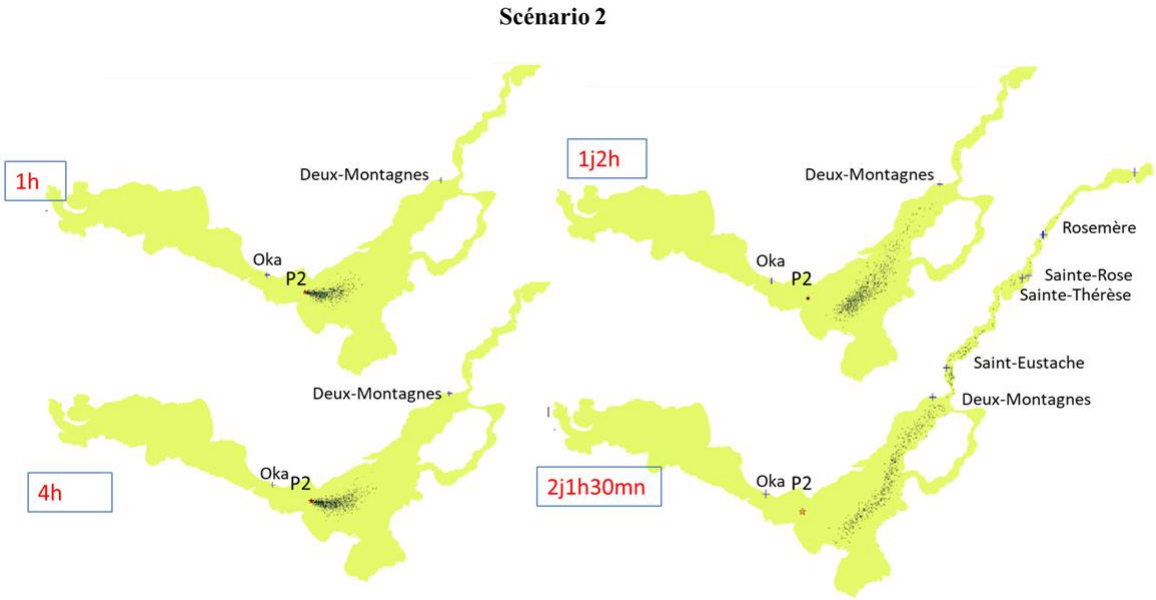

Figure 4.6 Évolution spatiales du panache d'hydrocarbures au point P2 (Scénario 2)

4.3.3 Troisième scénario de déversement (Sc3)

Dans ce scénario, un bris de l'oléoduc de Trans-Nord localisé à P3 est simulé (Figure 3.15). Les résultats de transport incluant les délais et les pics de concentration sont consignés dans le Tableau 4.4 tandis que la Figure 4.7 illustre les courbes de teneurs à chaque prise d'eau. Les graphes révèlent une cinétique de transport très rapide caractérisée par une montée brusque vers des pics élevés de concentrations, suivie d'un retour rapide vers des valeurs plus faibles, voire nulles.

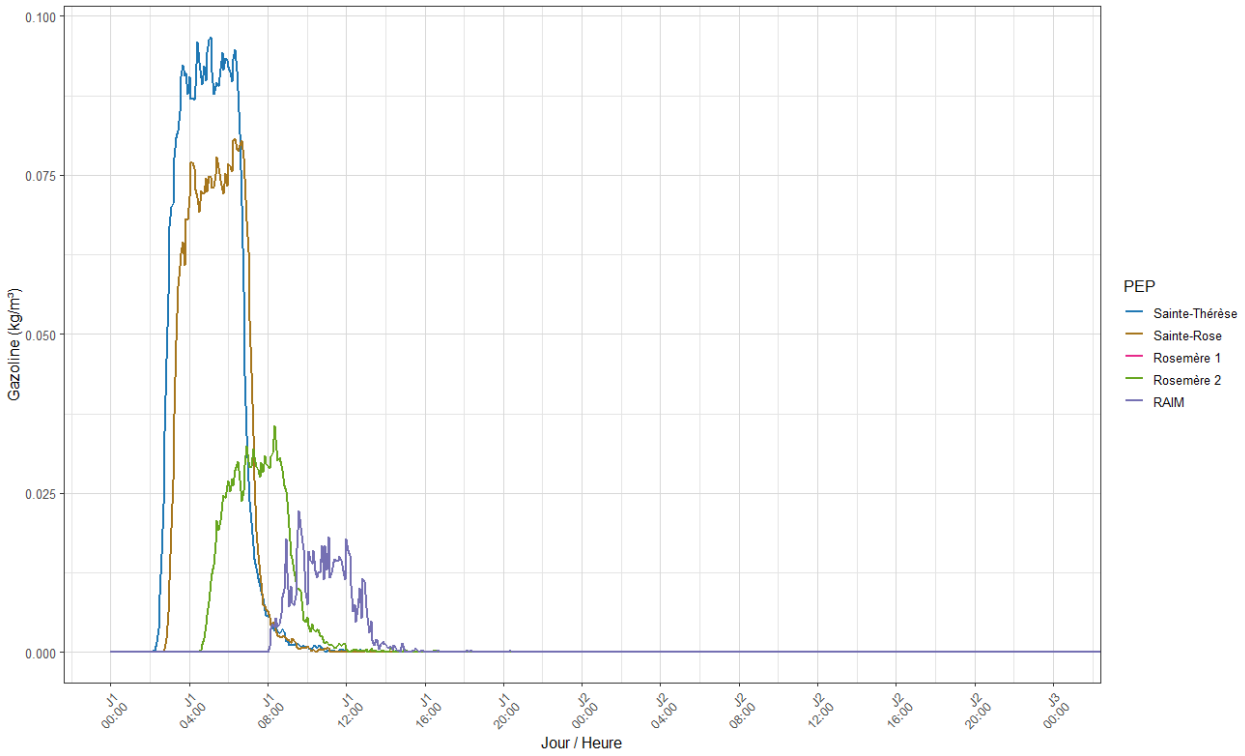

Figure 4.7 Scénario 3 : courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable

Par ailleurs, les concentrations maximales reportées sont très élevées atteignant 96,66 mg/l à Sainte-Thérèse et 80,75 mg/l à Sainte-Rose. Ces deux stations sont les premières impactées en seulement 2 heures environ. Le retour aux conditions normales est observé à ces stations approximativement 15 heures après le début de la rupture. La durée de l'évènement de pollution aux hydrocarbures est relativement uniforme pour l'ensemble des PEP (12h30). La nappe atteint la prise de la RAIM, située en aval de la rivière de Mille Îles, 7h55min après le début de rejet. Ce délai est plus tardif comparativement aux autres sites qui sont atteints dans un intervalle de 2h10 à 4h30min. Enfin, les infrastructures de Deux-Montagnes, Oka et de Saint-Eustache ne subissent aucun impact puisqu'elles sont localisées en amont du point de rejet P3.

Tableau 4.4 Scénario 3 : concentrations maximales et délais d'exposition par PEP

PEP	**C_{max}**	**Délai d'arrivée**	**Délai de pic**	**Délai de retour**	**Durée évènement**
	(mg/l)	**jj:hh:mm**			
Sainte-Thérèse	96,66	00:02:10	00:05:05	00:14:45	00:12:35

Tableau 4.5 Scénario 3 : concentrations maximales et délais d'exposition par PEP. (suite)

PEP	Cmax	Délai d'arrivée	Délai de pic	Délai de retour	Durée évènement
	(mg/l)	jj :hh :mm			
Sainte-Rose	80,75	00 :02 :45	00 :06 :20	00 :15 :05	00 :12 :20
Rosemère 1	35,56	00 :04 :30	00 :08 :20	00 :17 :00	00 :12 :30
Rosemère 2	35,56	00 :04 :30	00 :08 :20	00 :17 :00	00 :12 :30
RAIM	22,28	00 :07 :55	00 :09 :35	00 :20 :20	00 :12 :25

Enfin, l'évolution spatio-temporelle de la nappe d'hydrocarbure après le début du déversement est présentée à la Figure 4.8. Celle-ci montre le déplacement rapide d'un panache allongé et étroit. Après 5h, seule la PEP de la RAIM n'a pas encore été atteinte. À 10h, le panache s'étend sur plusieurs kilomètres conservant sa structure effilée. Ceci corrobore les résultats des courbes de concentration montrant des pics brefs mais intenses aux PEP.

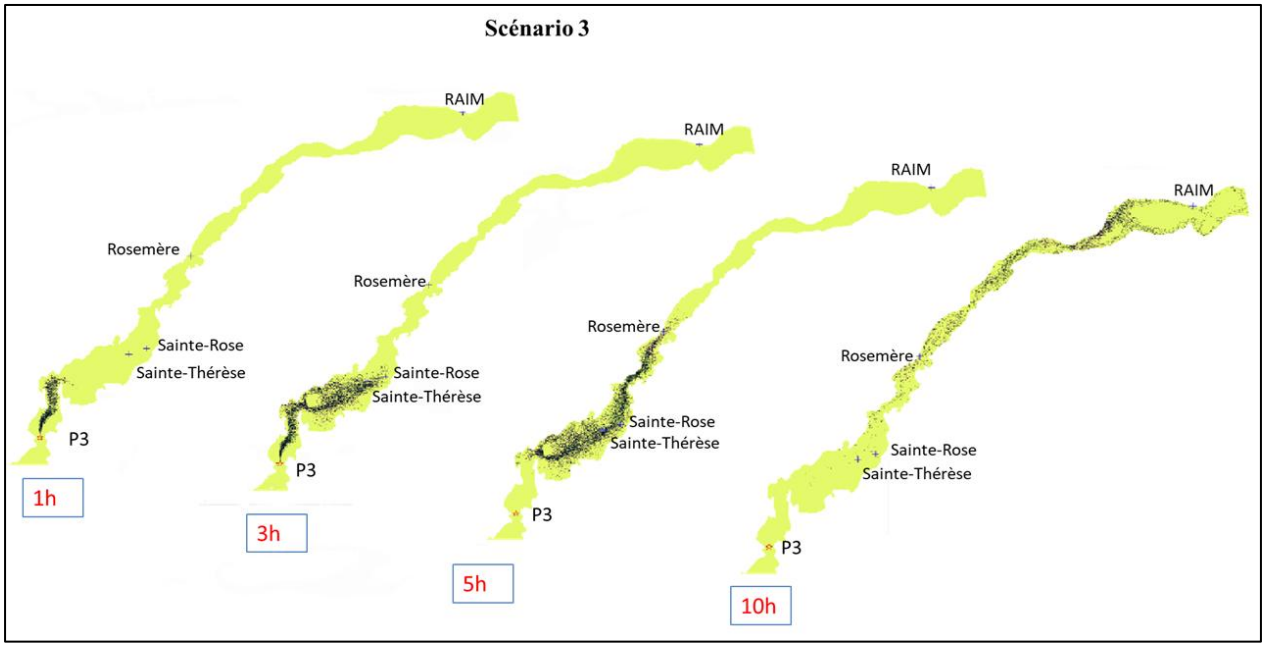

Figure 4.8 Évolution spatiale du panache d'hydrocarbures au point P3 (Scénario 3)

4.3.4 Quatrième scénario de déversement (Sc4)

Une rupture massive, survenant en une heure au point P1, est simulée dans ce scénario qui fait office de test de sensibilité. Il permet de mesurer l'effet d'une augmentation drastique du débit

massique sur la dynamique de propagation des hydrocarbures. Les indicateurs synthétiques sont consignés dans le Tableau 4.6, tandis que la Figure 4.9 illustre les courbes de concentration en essence aux prises d'eau potable après le déversement.

Ces tracés s'avèrent être assez similaires à ceux du scénario Sc1. Dans une première phase, le site d'Oka se démarque par une augmentation précoce de la concentration qui atteint un pic avant de diminuer rapidement pour ensuite fluctuer sous le seuil de 5mg/l pendant plusieurs jours. Dans une seconde phase plus tardive, les autres PEP présentent des teneurs plus faibles avec des pics brefs. Enfin, la courbe de la RAIM (en violet) se distingue durant cette étape par deux pics successifs, dont l'un est nettement plus élevé.

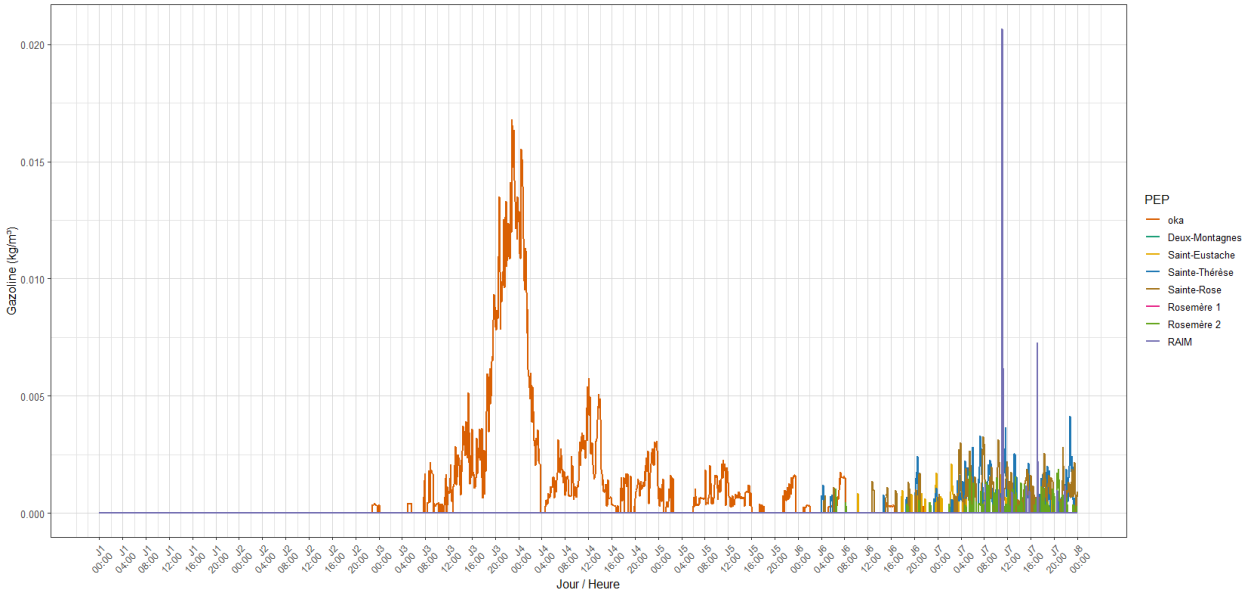

Figure 4.9 Scénario 4 : courbes de concentration en essence au cours du temps aux prises d'eau potable

Les résultats montrent que les PEP situées aux extrémités sont les plus touchées dans ce scénario. En effet, Oka et RAIM affichent des concentrations respectives de 16,79 et 20,65 mg/l à leurs prises d'eau. Cependant, la contamination ne persiste que 13h45min à RAIM tandis qu'elle se prolonge pendant 4 jours et 13 heures à Oka. Sainte-Thérèse, Saint-Eustache et Sainte-Rose sont atteintes au bout du cinquième jour et présentent des pics de concentrations plus modérés (entre 1,88 et 4,12 mg/l). Enfin, le site de prélèvement de l'usine de Deux-Montagnes, bien que situé en aval de P1, demeure épargné par la contamination qui semble longer certains chenaux préférentiels. À l'instar du scénario 2, dans ce scénario, la PEP de la RAIM a contre-intuitivement des concentrations

(C_{max}=20,65 mg/l) plus élevées que celles des municipalités en amont sur la rivière révélant une nouvelle fois un comportement singulier à cette prise allant à contre sens d'une hypothèse de dilution linéaire.

Tableau 4.6 Scénario 4 : concentrations maximales et délais d'exposition par PEP

PEP	Cmax	Délai d'arrivée	Délai de pic	Délai de retour	Durée évènement
	(mg/l)	jj :hh :mm			
Oka	16,79	01 :22 :55	02 :22 :50	06 :12 :05	04 :13 :10
Deux-Montagnes	0,00	NA	0	NA	NA
Saint-Eustache	2,11	05 :10 :15	06 :02 :25	06 :21 :40	01 :11 :25
Sainte-Thérèse	4,12	05 :04 :00	06 :22 :45	06 :23 :30	01 :19 :30
Sainte-Rose	3,27	05 :04 :30	06 :07 :50	07 :00 :00	01 :19 :30
Rosemère 1	1,88	05 :06 :30	06 :20 :45	06 :23 :50	01 :17 :20
Rosemère 2	1,88	05 :06 :30	06 :20 :45	06 :23 :50	01 :17 :20
RAIM	20,65	06 :08 :10	06 :11 :05	06 :21 :55	00 :13 :45

4.3.5 Synthèse

L'examen visuel des cartes qui sont présentées aux figures Figure 4.4, Figure 4.6 et Figure 4.8 met en évidence la dichotomie dans la dynamique de transport des contaminants. Cette dualité est soumise principalement à la morphologie et au régime hydrique du milieu récepteur. L'interprétation des résultats (cartes, courbes et tableaux) pour les quatre scénarios retenus met en exergue l'influence de la cinétique de rejet et de la localisation de la source sur la vulnérabilité des installations de traitement d'eau potable.

Concernant la distribution spatiale, dès les premières heures le panache s'étire sur une longue distance. En amont de l'interface entre la rivière des Outaouais et le lac des Deux-Montagnes une portion se dirige vers la Mille Îles tandis qu'une faible fraction s'oriente vers le lac Saint-Louis. Cette distribution spatiale confirme que la trajectoire est dictée par l'intensité et la direction du courant dominant lié à la configuration du lit (bathymétrie) mais aussi par les ouvrages de régulation tels que les barrages de Grand-Moulin et de l'île-aux-chats. Ces influences orientent préférentiellement les hydrocarbures vers le chenal nord de la Mille Îles. Ce comportement est cohérent avec les observations sur les déversements en rivière qui montrent une propagation rapide

des polluants dans les chenaux principaux (Kvočka et al., 2021). De plus, les limites du domaine renforcent le confinement du panache. En effet, bien que des frontières ouvertes soient définies, à Vaudreuil–Dorion et Sainte-Anne-de-Bellevue, l'absence de modélisation du lac Saint-Louis en aval force les hydrocarbures à suivre les tronçons fluviaux intégrés au modèle.

La dynamique de transport varie considérablement selon le milieu. En effet, les courbes de concentration en essences aux PEP pour les scénarios 1, 2 et 4 sont caractérisées par des oscillations soutenues et une atténuation progressive. Cela illustre la prédominance des processus de dispersion et de diffusion associés aux milieux semi-lacustres tels que le lac des Deux-Montagnes (Figure 4.4 et Figure 4.6). Langlois (2020) montre également dans son étude que la bathymétrie influence ce type de comportement. À l'opposé d'un écoulement laminaire uniforme, l'hydrodynamique complexe dictée par les seiches et l'influence du vent, favorise un étalement du panache et agit comme un tampon hydraulique. Par conséquent, les pics de concentration y sont plus faibles mais les temps de séjour sont prolongés.

En termes de persistance, le scénario 2 (où le point P2 est situé en aval de la rivière des Outaouais près du lac des Deux-Montagnes) présente les durées de séjour les plus importantes (5j18h à Saint-Eustache). Ces résultats mettent en évidence la dualité entre les écoulements fluvial des rivières et semi-lacustre du lac. Comparativement, le temps de séjour maximal après un rejet au point de rejet P3 situé sur la Mille Île est de 12h30min.

A l'inverse, les simulations du scénario 3 mettent en évidence un régime de transport dominé par l'advection. La forme étroite des courbes de concentration et leurs valeurs maximales extrêmes témoignent d'une cinétique rapide (Figure 4.8). La vitesse du courant limite la dilution latérale et conduit rapidement la masse de polluant vers l'aval laissant peu de temps pour un étalement surfacique. La vulnérabilité des prises d'eau sur cet axe est critique compte tenu de leur proximité au point de déversement et des délais d'arrivée relativement courts. L'efficacité des mécanismes d'atténuation tels que l'évaporation ou la biodégradation, qui réduisent habituellement la charge toxique, est restreinte.

Par ailleurs, il ressort de l'analyse comparative des résultats que la localisation du point de rejet régit le schéma de propagation de la nappe d'hydrocarbures. Dans le cas des scénarios 1 et 4 où la rupture a lieu au point P1 en amont sur la rivière des Outaouais, la dispersion longitudinale du panache entraîne une dilution progressive. La concentration des contaminants dans l'eau est alors

réduite avant qu'ils n'atteignent les prises d'eau en aval, telles que Rosemère ou Sainte-Thérèse. Toutefois, malgré l'atténuation par la distance, les pics de teneurs n'en demeurent pas moins élevés atteignant 20,65 mg/l au site le plus affecté. Ces observations sont cohérentes avec les constats faits lors de simulation avec des volumes élevés (Kammoun et al., 2024; Keramea et al., 2021; Ndong et al., 2021; Vasconcelos et al., 2025).

L'impact de la durée du déversement est également significatif lorsqu'on compare les scénarios 1 et 4. Il en découle que le débit de rejet est un facteur de toxicité aiguë. Le passage d'un débit de 0,0625 m^3/s à 0,25 m^3/s intensifie le flux massique ce qui limite la dilution et la dispersion initiale et induit des pics de concentration marqués.

Enfin une attention particulière doit être portée au cas de la RAIM. La PEP de la RAIM est le point le plus en aval du secteur étudié et plus particulièrement des points de rejet. Ainsi, la concentration en hydrocarbures y est généralement plus faible par rapport aux sites de prélèvement en amont. Ce comportement est cohérent avec la dilution progressive du panache pendant son transport. Cependant, aux scénarios 2 et 4, deux pics distincts de concentration sont relevés, tandis que leurs valeurs restent supérieures à celles observés dans les PEP en amont. Ce phénomène peut s'expliquer par la position géographique de la prise d'eau, située à proximité de la rive. Contrairement à l'écoulement au centre du chenal qui est dominé par une advection rapide, les zones littorales présentent des vitesses réduites dues au frottement et à la présence potentielle de zone de recirculation. Par conséquent, les particules d'hydrocarbures en surface présentent une tendance à se regrouper vers les marges du chenal. Cette accumulation temporaire à la rive favorise la formation de sous-panache locaux qui peuvent atteindre la prise d'eau. Ainsi, les deux pics pourraient correspondre à un premier pic primaire causé par le front principal du panache transporté par le courant et un pic secondaire résultant d'un phénomène de relargage différé.

Ces résultats soulignent l'importance de la modélisation fine et qu'une analyse des incertitudes soit nécessaire pour qualifier la précision absolue de ces prédictions.

4.4 Incertitudes des modèles

La fiabilité des résultats présentés dans ce mémoire dépend de la qualité de la modélisation numérique mise en œuvre. Cette section expose les limitations inhérentes aux deux modèles utilisés (TELEMAC 2D et Delft3D), ainsi que les incertitudes liées aux données d'entrée et aux hypothèses simplificatrices.

Le modèle TELEMAC-2D a été utilisé pour caractériser le comportement hydrodynamique du secteur. Bien qu'une calibration ait permis de retenir une simulation (Sim15) aux indicateurs de performance satisfaisants, certaines incertitudes demeurent. En premier lieu, la complétion des données manquantes de bathymétrie (voir section 3.3.2.3) introduit inévitablement des incertitudes liées au géoréférencement et à la résolution des images sources.

En dehors des incertitudes relatives aux données d'entrée, les outils numériques introduisent des marges d'erreurs issues de simplification mathématique des phénomènes réels ayant un impact dans l'écoulement ou le transport. Par exemple, le modèle bidimensionnel implique une intégration des vitesses sur la verticale. Bien que cette approche soit approprié pour les écoulements fluviaux généraux, elle ne prend pas en compte des phénomènes tridimensionnels complexes. De même, les processus d'altération sont représentés par des équations empiriques sensibles aux condition environnementales (Keramea et al., 2023).

Par ailleurs, le modèle de transport des hydrocarbures n'a pas fait l'objet d'une validation en raison de l'absence données de terrains pour confronter les résultats théoriques. En l'absence de données historiques sur des déversements d'essence dans ce secteur spécifique, le paramétrage des processus physico-chimiques repose sur des valeurs issues de la littérature.

En outre les scénarios de déversement élaborés sont conçus pour représenter des situations extrêmes en s'appuyant sur l'analyse fréquentielle, celle des bases de données d'incidents et de travaux de modélisation précédents. Cependant, due à la nature aléatoire et accidentelle de tels évènements, les conditions qui les entourent demeurent imprévisibles. Cependant, l'approche pire cas permet de dimensionner le risque maximal en lieu et place d'une prévision spécifique à un cas. Il s'agit donc de prendre en compte ces incertitudes lors de l'évaluation des délais d'intervention.

4.5 Optimisation du positionnement de dispositifs de détection

Cette section est consacrée à l'exploitation des résultats issus des simulations de bris d'oléoducs présentés à la section 4.3. L'analyse croisée de ces données permet d'identifier des emplacements idéaux de dispositifs de détection de la présence d'hydrocarbures. L'objectif est de maximiser le délai d'alerte pour les opérateurs des usines de traitement d'eau potable (UTEP) en cas de déversement accidentel.

4.5.1 Critères de sélection des emplacements

La détermination des emplacements optimaux est basée sur quatre critères fondamentaux. Le premier est la protection en aval, c'est-à-dire la capacité du dispositif à détecter une contamination suffisamment tôt pour permettre la sécurisation des sites de prélèvement situés en aval. Le second critère concerne la couverture des zones critiques. Il s'agit des secteurs où les délais d'atteinte des prises d'eau potable sont relativement courts et mettent à défi une intervention d'urgence efficiente sans détection précoce. Le troisième critère est la redondance pour surveiller les points de passage ultime du panache d'hydrocarbures. Enfin le dernier critère qui est essentiel est l'accessibilité. Elle garantit des emplacements où le raccordement électrique des dispositifs est fiable et que les équipes chargées de leur entretien régulier et calibrage puissent avoir un accès rapide et sécurisé.

4.5.2 Optimisation du positionnement par analyse gloutonne

4.5.2.1 Principe et données d'entrée

Compte tenu du nombre de critères et de la multitude d'emplacements possibles, l'utilisation d'un algorithme glouton (« greedy algorithm ») est privilégiée. Cette approche, bien qu'heuristique, permet de résoudre le problème complexe de l'optimisation spatiale des dispositifs de détection tout en minimisant leur nombre et le coût de calcul. Ce type d'algorithme est largement utilisé dans la calibration de modèle et l'optimisation opérationnelle (Hosseiny, 2022). Cheifetz et al. (2017) l'ont notamment employé pour déterminer le positionnement de capteurs de qualité de l'eau. Le principe repose sur un processus itératif et incrémental où l'algorithme, à chaque étape, sélectionne le site candidat qui présente le meilleur gain de performance. Le résultat final correspond aux positions qui répondent le mieux aux objectifs de détection et de couverture.

L'algorithme peut optimiser le placement en fonction de divers critères. Dans le contexte de cette étude, la question est modélisée sous forme d'un problème de couverture maximale. L'objectif final étant de pouvoir alerter les opérateurs lors d'un déversement en amont, la définition d'un univers de cas à couvrir est la première étape. Un cas correspond à une combinaison scénario-prise d'eau : Sc(i); PEP(j). L'univers comprends ainsi, tous les couples scénario-PEP (27 cas) pour lesquels les simulations ont produit un délai de contamination et une concentration détectable (indicateurs synthétiques).

Par la suite, les sites candidats (emplacements potentiels) sont déterminés en considérant à la fois les prises d'eau et les stations hydrométriques ouvertes pour respecter le critère d'accessibilité défini à la section 4.5.1. En revanche, dans le but d'assurer une alerte précoce et non une surveillance les emplacements privilégiés sont les stations hydrométriques se trouvant sur le parcours probable du panache. Les stations en question sont celles de : Rigaud, Barrage du Grand Moulin, Barrage des Moulins et Bois-des-Filion. Combinées aux PEP, un total de 13 emplacements possibles est atteint.

Les données de la modélisation ont initialement fourni des indicateurs pour les PEP uniquement. Alors, pour pouvoir intégrer les stations hydrométriques dans l'analyse leur indicateurs ont été estimés à partir des résultats disponibles. Cette détermination est réalisée avec un script python qui associe chaque station aux PEP dont la distance avec le point de rejet est la plus courte. Les coordonnées géographiques de chaque prise d'eau, chaque point de rejet et chaque station étant connues, on suppose une vitesse de propagation similaire entre la station et la PEP la plus proche. Par interpolation, le statut hydraulique (amont ou aval du rejet) est défini et les concentrations maximales (C_{max}) ainsi que les délais d'atteinte à chaque station pour chaque scénario sont calculés. Ces valeurs sont ensuite intégrées au code python de l'algorithme Greedy comme un ensemble de site candidats.

4.5.2.2 Paramètres opérationnels

La contrainte majeure de cette optimisation est le temps alors, le critère de couverture est basé sur celui-ci. Une sonde placée sur un site A protège une PEP si elle détecte la présence d'hydrocarbure avant sa contamination dans un délai T_{min}. Ce dernier correspond au temps estimé nécessaire pour confirmer l'alerte et fermer les vannes avant l'impact. Les procédures d'urgence notamment le plan particulier d'intervention (PPI) de la CMM (CMM, 2019a), ne détaillent pas le temps requis pour que le signal de la sonde soit validé et transmis à l'opérateur de l'UTEP. Cependant, les travaux de Kammoun et al. (2024) ont démontré qu'une fermeture doit être enclenchée en moins de 2h pour la protection de la majorité des usines de la couronne nord sachant que l'usine de Rosemère est atteinte en seulement 30 minutes. Ainsi, un délai minimum d'alerte (T_{min}) de 120 min est fixé pour maximiser la protection et permettre l'arrêt du pompage sans coups de bélier et perturbation au niveau de l'usine.

Le nombre de sondes (budget) à installer est déterminer par le paramètre K qu'on cherche à amoindrir dans l'optique de minimiser les coûts d'installation et de maintenance suivant les contraintes économiques.

4.5.2.3 Résultats de l'optimisation principale

Pour un délai minimal T_{min} de deux heures et un budget de 4 sondes, l'exécution de l'algorithme glouton conduit à la sélection des emplacement suivants : La station de Rigaud et les prises d'eau de Saint-Eustache et Sainte-Thérèse. Une couverture de 88,9% est obtenue pour les 27 cas. La station de Rigaud permet la protection de 15 cas de contamination, jouant le rôle de sentinelle pour un grand nombre de PEP dans plusieurs scénarios. L'emplacement à Sainte-Thérèse apporte une amélioration de la couverture notamment en cas de rupture au point P3. Bien que cette sonde, située à proximité immédiate de la prise d'eau de Sainte-Thérèse, ne permette pas d'assurer un délai d'alerte suffisant pour cette installation, elle offre aux UTEP de Rosemère, Sainte-Rose et de la RAIM le temps nécessaire pour anticiper l'événement de pollution. Le réseau de sonde est complété par un emplacement à Saint-Eustache pour englober les cas restants. Bien que K soit défini à 4 sondes, aucun autre emplacement ne permet une couverture supplémentaire pour le délai défini »

Tableau 4.7 Configuration optimale du réseau de détection (K=4, T_{min}=120 min)

Rang	Emplacement sélectionné	Type de site	Cas couverts	Rôle stratégique
1	Rigaud	Station hydrométrique	15	Alerte précoce pour l'ensemble du tronçon amont
2	Saint-Eustache	Prise d'eau (PEP)	6	Couverture intermédiaire (Rivière des Mille Îles
3	Sainte-Thérèse	Prise d'eau (PEP)	3	Surveillance directe des déversements critiques (P3)

L'analyse démontre qu'un réseau composé de trois sondes permet de couvrir 24 des 27 cas d'impacts identifiés lors des simulations. La solution optimale ne repose pas uniquement sur les stations hydrométriques, mais requiert une combinaison de sites distants et de surveillance locale.

Les 11,1% de cas non couverts correspondent à des situations où le point de déversement est situé trop près d'une prise pour qu'aucune station hydrométrique existante ne puisse offrir un délai de

deux heures. Cela met en évidence la nécessité de mesures complémentaires pour ces zones critiques.

4.5.3 Analyse de sensibilité et robustesse

Afin de valider la robustesse de la solution proposée, une analyse de sensibilité a été menée sur trois aspects : le budget (K), le délai d'alerte (T_{min}) et la concentration minimale détectable (C_{min}) relative à la technologie de détection.

Premièrement, avec T_{min} fixé à 120min, plusieurs essais sont réalisés en faisant varier les valeurs de K entre 1 et 10 pour identifier le point de rendement décroissant. Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.8 et ils montrent qu'un réseau de 3 sondes est suffisant pour atteindre le maximum de couverture théorique. L'ajout de sondes supplémentaires au-delà de K=3 n'est pas justifié économiquement sauf pour la redondance.

Tableau 4.8 Évolution du taux de couverture selon le nombre de sondes

Nombre de sondes (K)	**Taux de couverture (%)**	**Stations ajoutées**	**Observations**
1	55,6 %	Rigaud	Impact majeur de la première sonde.
2	77,8 %	Rigaud, Saint-Eustache	Gain significatif (+22 %).
3	88,9 %	Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse	Seuil de saturation atteint.
4 à 10	88,9 %	Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse	Aucun gain supplémentaire observé

Le temps requis pour fermer une prise étant une valeur incertaine à la lumière des informations publiques, la robustesse de la sélection face à des délais variables a été testée. Les valeurs de T_{min} passent d'une réponse optimiste en 50min à un scénario pessimiste où il faudrait 140min aux opérateurs pour fermer leur pompage d'eau brute. Le tableau ci-dessous affiche les résultats. Le taux de couverture global demeure stable (88,9%) malgré les variations du délai d'alerte. Cependant, la localisation optimale des sondes change entre T_{min} =80 et 110 min, Sainte-Rose étant remplacé par Sainte-Thérèse. Cette dernière offre une meilleure anticipation pour les scénarios critiques et ces essais confirme la pertinence du scénario de référence qui laisse un temps de réponse relativement suffisant sans compromettre la couverture.

Tableau 4.9 Robustesse de la solution face aux contrainte temporelle

T_{min}	Taux de couverture	Stations sélectionnées	Analyse
50 min	88,9 %	Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Rose	Sainte=Rose favorisée
80 min	88,9 %	Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Rose	La configuration reste stable jusqu'à 100min
110 min	88,9 %	Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse	Passage à Sainte-Thérèse pour maintenir la marge de sécurité
140 min	88,9 %	Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse	Maintien de la performance même en scénario extrême

Enfin, l'impact de la technologie de sonde a été évalué en utilisant les seuils documentés par Nguyen (2018) pour la détection de l'essence. Les concentrations modélisées aux emplacements sélectionnés (Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse) sont suffisamment élevées lors des pics de contamination pour être détectables par le réseau de sondes indépendamment de la technologie parmi celles listées dans le tableau ci-dessous. Ces résultats indiquent que la sensibilité technologique des capteurs n'est pas un facteur limitant mais plutôt leur positionnement géographique pour assurer le délai d'alerte pour les conditions évaluées. Notons, cependant, que ce seuil de détection étant corrélé à la technologie de la sonde, la concentration d'essence, elle, dépend du volume déversé. Ainsi, certains de ces seuils de détection ne sont pas atteints considérant les résultats de modélisation issus des travaux de Kammoun et al. (2024).

Tableau 4.10 Impact de la technologie de détection (Concentration seuille)

Technologie (Nguyen, 2018)	Seuil	Taux de couverture	Conclusion
Absorption UV	0,05 mg/l	88,9 %	Performance maximale
Fluorescence UV	0,1 mg/l	88,9 %	
	0,2 mg/l	88,9 %	
Transfert gaz/liquide	1 mg/l	88,9 %	

L'analyse démontre qu'un réseau optimisé de trois sondes (Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse) permet de sécuriser près de 90% des scénarios de vulnérabilité identifiés avec une marge d'intervention de 120min. Cette configuration est résiliente aux variations opérationnelles et reste compatible avec une large gamme de technologie de détection.

Pour finir, les cas non couverts sont la prise de Sainte Eustache au scénario 2 et les prises de Sainte Thérèse et Sainte-Rose au scénario 3. Tels que stipulé plus haut, les sondes placées au niveau des

UTEP de Saint-Eustache et Sainte-Thérèse ne permettent pas une alerte précoce pour leurs prises d'eau. Quant à la PEP de Sainte-Rose, lors du scénario 3, la sonde ne dispose que de 35 min pour lancer l'alerte ce qui ne répond pas au critère de délai de fermeture de 2h.

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les travaux présentés dans ce mémoire s'inscrivent dans un contexte de protection de l'alimentation en eau potable de la CMM face aux déversements accidentels d'hydrocarbures. Les résultats ont permis de mettre en lumière la vulnérabilité des infrastructures d'eau potable en cas de rupture d'oléoduc. L'analyse de la dynamique fluviale a montré l'influence de celle-ci dans le transport des contaminants. D'une part, la durée de l'évènement de pollution aux prises d'eau comme celle d'Oka ou Sainte Eustache est allongée dans le lac des Deux-Montagnes qui agit comme un bassin de dissipation. D'autre part, la dynamique rapide de la Mille-Îles expose les prises d'eau situées en aval à des concentration élevées d'hydrocarbures en un temps court. C'est le cas des PEP de Sainte-Thérèse et de Sainte-Rose.

La modélisation numérique a également démontré que la localisation du point de déversement est un facteur déterminant de la cinétique de contamination. Une rupture dans la rivière induit des impacts sévères et immédiats avec des concentrations extrêmement élevées. À l'inversement, un déversement en amont est moins sévère car le panache subit une dilution progressive qui offre un délai d'intervention plus long aux opérateurs en aval. Les pics élevés de concentration à la PEP de la RAIM sont à souligner. Malgré une position à la sortie de la rivière, elle peut subir la recirculation des particules de polluants après leurs accumulation, contredisant les hypothèses de dilution linéaire simpliste.

L'apport majeur de cette étude réside dans l'identification d'une configuration optimale pour le déploiement d'un réseau de surveillance environnementale. L'application de l'algorithme d'optimisation Greedy a permis d'établir un réseau constitué de seulement trois stations de détection. Celui-ci offre une couverture sécuritaire pour près de 90 % des scénarios de rejet d'hydrocarbures identifiés. La sélection des sites de la station hydrométrique de Rigaud, ainsi que des prises d'eau de Saint-Eustache et de Sainte-Thérèse, constitue la solution la plus robuste pour garantir un préavis d'alerte de deux heures aux usines de traitement. Ce résultat démontre qu'il est possible de maximiser la protection de la population par un investissement ciblé et stratégique plutôt que par une multiplication coûteuse des points de mesure sur l'ensemble du territoire.

Ainsi, l'objectif principal de ce projet de recherche, qui visait à déterminer les emplacements optimaux pour l'installation de sondes de détection d'hydrocarbures, a été pleinement atteint.

La démarche méthodologique a permis de passer d'une compréhension théorique du risque à une proposition concrète de plan de surveillance. Le premier objectif a permis de caractériser la vulnérabilité des prises d'eau en croisant la localisation des pipelines et le réseau hydrographique. Ces données servent de fondement à l'élaboration de scénarios de déversement réalistes et pénalisants. Le deuxième objectif était lié à la calibration et à la validation d'un modèle hydrodynamique. Son atteinte a nécessité une adaptation de la stratégie initiale. Bien que l'approche régionale avec le logiciel TELEMAC ait rencontré des limites techniques dans la représentation du transport des contaminants, la réorientation vers une modélisation sectorielle fine avec Delft3D a permis de surmonter ces obstacles. Ce modèle sectoriel a démontré une capacité à reproduire les niveaux d'eau et les vitesses d'écoulement ce qui valide ainsi la fiabilité des simulations de transport de polluants nécessaires à la poursuite de l'étude.

La détermination des indicateurs d'impact, troisième objectif de l'étude, a fourni les données essentielles sur les temps d'arrivée et les concentrations maximales aux prises d'eau. Ces métriques ont alimenté directement le cadre d'évaluation et l'algorithme d'optimisation, répondant ainsi aux quatrième et cinquième objectif. L'approche par algorithme glouton a prouvé son efficacité pour sélectionner les sites les plus stratégiques parmi un ensemble de candidats potentiels. Enfin, l'analyse de robustesse a confirmé que la solution proposée conserve sa pertinence même face à des variations des paramètres opérationnels.

Recommandations

Au vu des conclusions tiré à l'issu de cette étude, les recommandations sont les suivantes.

Les décideurs de la CMM devraient procéder au déploiement prioritaire des sondes de détection aux trois emplacements stratégiques identifiés (Rigaud, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse) afin d'obtenir la couverture maximale de ce secteur.

Sur le plan opérationnel, l'intégration des données de sondes avec des systèmes de contrôle des UTEP tels que SCADA est recommandé. Cette interconnexion permet d'automatiser les séquences de fermeture des prises d'eau en cas d'alerte. Ceci réduit le délai lié à l'intervention humaine et aux communications intermédiaires.

Ils devraient également considérer l'ajout de sondes supplémentaires pour assurer une redondance et assurer une continuité de service en cas de pannes, de maintenance ou de dérive de l'instrument.

Pour les zones de risque résiduel qui ne peuvent être couvertes en raison de leur proximité immédiate avec les oléoducs, des mesures d'atténuation structurelles s'imposent. Il est recommandé d'augmenter les réserves des UTEP de ces municipalités. Cette mesure permettra d'assurer une plus grande autonomie en cas d'arrêt forcé du pompage notamment pour cause de contamination de l'eau brute aux hydrocarbures.

Il est également fortement recommandé aux municipalités de disposer de PEP secondaire dans un cours d'eau différent de la PEP principale car les sondes alertent la présence d'hydrocarbures mais n'évitent pas la contamination. Cette dernière repose sur l'efficacité de l'intervention des autorités et des pollueurs.

Aux compagnies pipelinières, une plus grande transparence leur est recommandée dans le partage des données ainsi qu'une collaboration étroite avec les UTEP. Celle-ci est nécessaire pour une surveillance à la source.

Enfin, puisque la configuration du réseau est compatible avec de nombreux types de détecteurs. Les opérateurs peuvent donc opter pour des appareils multifonctions afin de repérer des polluants divers, au-delà des seuls produits pétroliers. Cette approche élargit le périmètre de sécurité à d'autres menaces potentielles.

Contribution

Ces travaux apportent une contribution dans le domaine du génie des eaux en proposant une méthodologie intégrée pour la conception de réseaux d'alerte précoce dans le milieu fluvial de la CMM. L'apport majeur réside dans la démonstration qu'une couverture de 90% des risques est atteinte avec seulement trois sondes. L'étude offre ainsi une solution scientifiquement justifiée et économiquement viable pour les municipalités au lieu d'une stratégie d'une sonde par usine. L'approche combine la modélisation hydrodynamique et l'optimisation algorithmique pour transformer des données brutes de simulation en outils d'aide à la décision concrets. Elle démontre la pertinence de l'analyse sectorielle ciblée pour résoudre des problèmes de gestion de risque à grande échelle. C'est donc, un cadre transférable à d'autres métropoles confrontées à des enjeux similaires de cohabitation entre infrastructures urbaines et énergétiques.

Toutefois, cette recherche ouvre également la voie à de nouvelles perspectives scientifiques nécessaires pour combler les limites identifiées. La modélisation du comportement des hydrocarbures en conditions hydrologiques d'étiage reste à être couverte pour le modèle sectoriel.

De même, le transport sous couvert de glace demeure un défi majeur non résolu par la présente étude. Les travaux futurs pourront intégrer les interactions complexes entre le pétrole, la glace et l'écoulement hivernal pour affiner l'évaluation du risque en climat nordique. Le développement de modules numériques capables de simuler l'encapsulation et le transport des polluants par la glace constituerait une avancée déterminante pour la sécurité hydrique au Québec.

Par ailleurs, sous TELEMAC, l'évolution vers des modèles tridimensionnels complets permettrait de mieux appréhender les phénomènes de mélange vertical et de transport de fond, souvent négligés par les approches bidimensionnelles. Une telle finesse de modélisation serait particulièrement pertinente pour étudier le devenir des fractions dissoutes et émulsifiées des hydrocarbures, qui représentent un danger toxicologique persistant pour les prises d'eau.

Enfin, la mise en place d'un système de prévision opérationnel en temps réel, couplant les modèles hydrodynamiques aux données météorologiques et aux observations du réseau de sondes proposé qui pourrait ne pas être liés qu'aux hydrocarbures, représente l'aboutissement logique de ces travaux pour doter la région d'une capacité de gestion de crise proactive et dynamique.

RÉFÉRENCES

Allaire-Verville, M. (2015). Revue de la documentation scientifique sur la toxicité et les critères de qualité relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans les sédiments: rapport final. Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. https://www.environnement.gouv.qc.ca/lac-megantic/rapport_chaudiere/revue_doc_chaudiere.pdf

Alliance de recherche numérique du Canada. (2025a). À propos de l'Alliance. https://alliancecan.ca/fr/l-alliance

Alliance de recherche numérique du Canada. (2025b). Documentation technique - Alliance Doc. https://docs.alliancecan.ca/wiki/Technical_documentation/fr

Barrette, S. (2018). Vulnérabilité des usines de traitement d'eau potable de la région métropolitaine de Montréal aux déversements accidentels d'oléoducs [Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/3085/

Barton, A. J. (17 octobre 2019). Blue Kenue enhancements from 2014 to 2019. 26th Annual Telemac-Mascaret Users Conference, Collection / Collection : NRC Publications Archive / Archives des publications du CNRC. CERFACS.

Centre d'expertise hydrique du Québec. (2025). Stations hydrométriques. https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/stations-hydrometriques/

Cheifetz, N., Sandraz, A.-C., Feliers, C., Gilbert, D., Piller, O., & Heim, V. (2017). Un algorithme glouton pour le positionnement de capteurs qualité sur un grand réseau de distribution d'eau. Techniques Sciences Méthodes, (11), 55-63. 10.1051/tsm/201711055

Communauté métropolitaine de Montréal. (2019a). Plan particulier d'intervention – Eau potable Pour une coordination intermunicipale. https://cmm.qc.ca/wp-content/uploads/2020/09/PPI_intermunicipal-Eau_potable_novembre2019.pdf

Communauté métropolitaine de Montréal. (2019b). Rapport du Groupe de travail métropolitain sur les mesures additionnelles pour assurer l'alimentation en eau potable en cas de déversement de produits pétroliers (p. 23). https://cmm.qc.ca/wp-content/uploads/2019/04/Rapport_Vulnerabilite_eau_potable_Final.pdf

Communauté Métropolitaine de Montréal. (30 juin 2022). Révision du règlement sur les pipelines terrestres - Mémoire de la Communauté métropolitaine de Montréal transmis à la Régie de l'énergie du Canada. https://www.bibliotheque.assnat.qc.ca/DepotNumerique_v2/AffichageFichier.aspx?idf=293105

Communauté métropolitaine de Montréal. (2025). À propos de la communauté métropolitaine de Montréal. Communauté métropolitaine de Montréal - CMM. https://cmm.qc.ca/a-propos/

Corrêa, A. M., Sousa, J. M., Leal, K. Z., & Bernardes, M. C. (2024). Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography in Petroleum Derived Samples: A Review on Advances in Source and Weathering Studies of Spilled Oil. Critical Reviews in Analytical Chemistry, 54(8), 3409-3427. 10.1080/10408347.2023.2250858

Deltares. (2023a). Delft3D-FLOW User Manual.

Deltares. (2023b). D-WAQ PART User Manual. Deltares.

Deltares. (2023c). Water quality and aquatic ecology modellin suite. D-water Quality user manual.

Deltares. (2025). D-Flow Flexible Mesh User Manual. Deltares. https://content.oss.deltares.nl/delft3d/D-Flow_FM_User_Manual.pdf

Deltares. (s. d.). Home - Delft3D - oss.deltares.nl. Delft3D. https://oss.deltares.nl/web/delft3d

Demoner, S. C., Teixeira, M. R., Medeiros De Abreu, C. H., & Cunha, A. C. D. (2023). Numerical Simulation of Oil Spills in the Lower Amazonas River. Water, 15(12), 2197. 10.3390/w15122197

DHI Group. (2007). MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM - Hydrodynamic Module - Short Description.

DHI Group. (2017). MIKE 21 Flow Model FM- ECO Lab / Oil Spill Module User GuideGuide d'utilisation.

EDF. (22 décembre 2025). openTELEMAC. https://www.edf.fr/groupe-edf/innover/rd-un-savoir-faire-mondial/nos-offres/nos-logiciels-et-codes-de-calcul/opentelemac

EDF-R&D. (2009). Artemis user guideGuide d'utilisation.

EDF-R&D. (2022a). GAIA User ManualManuel d'utilisateur.

EDF-R&D. (2022b). TELEMAC-2D User ManualManuel d'utilisateur.

EDF-R&D. (2022c). TELEMAC-3D User ManualManuel d'utilisateur.

Environnement et Changement climatique Canada ECCC. (6 mars 2023). Un guide pratique d'interventions sur les rives en eau douce : chapitre 4. Devenir et comportement des hydrocarbures dans les milieux en eau douce. https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-apercu/proteger-eau-douce/guide-pratique-interventions-sur-rives-eau-douce/chapitre-4.html

Environnement et changements climatiques Canada. (2025). Recherche de données hydrométriques historiques par carte - Niveau d'eau et débit - Environnement Canada. https://eau.ec.gc.ca/map/index_f.html?type=historical

Esri. (s. d.). Logiciel SIG bureautique - Analyse cartographique - ArcGIS Pro. https://www.esri.com/fr-fr/arcgis/products/arcgis-pro/overview

Fagerlund, F., & Niemi, A. (2007). A partially coupled, fraction-by-fraction modelling approach to the subsurface migration of gasoline spills. Journal of Contaminant Hydrology, 89(3), 174-198. 10.1016/j.jconhyd.2006.08.004

Fingas, M., & Brown, C. E. (2018). A Review of Oil Spill Remote Sensing. Sensors, 18(1), 91. 10.3390/s18010091

Garmin. (2025). Appli Navionics Boating | Etats-Unis et Canada - Cartes marines des lacs, des rivières et des côtes. Garmin. https://www.garmin.com/fr-CA/p/904463/

Gouvernement d'Alberta. (2021). Economic spotlight Canadian crude oil production and flows. URL: https://open.alberta.ca/dataset/13ab3f73-6e4e-4aac-b56b-

bff38800aa65/resource/3fa1de83-1074-4277-9b07-21f3c977a1ff/download/tbf-economic-spotlight-2021-11.pdf

Gouvernement du Canada, L. R. de l'énergie du C. (14 mars 2023). ONÉ - Gestion des urgences et principe du pollueur-payeur. https://www.cer-rec.gc.ca/fr/regie/salle-presse/fiches-renseignements/gestion-urgences-principe-pollueur-payeur.html

Hosseiny, H. (2022). Implementation of heuristic search algorithms in the calibration of a river hydraulic model. Environmental Modelling & Software, 157, 105537. 10.1016/j.envsoft.2022.105537

Kammoun, R., Barrette, S., Bichai, F., Dorner, S., & Prévost, M. (2020). A hydrocarbon pipeline spill risk assessment framework for drinking water supply. AWWA Water Science, 2(4), e1181. 10.1002/aws2.1181

Kammoun, R., Natasha McQuaid, & Sarah Dorner. (2024). Évaluation des menaces à la qualité de l'eau brute de cinq municipalités sur la rivière des Mille-Îles : Modélisation des contaminants microbiologiques et chimiques.

Kang, J., Meng, X., Li, N., Su, T., Zhang, X., & Dai, H. (2024). Crossing river oil pipeline spill emergency response plan automatic association study based on Apriori-Topsis. Process Safety Progress, 43(4), 712-723. 10.1002/prs.12642

Keramea, P., Kokkos, N., Zodiatis, G., & Sylaios, G. (2023). Modes of Operation and Forcing in Oil Spill Modeling: State-of-Art, Deficiencies and Challenges. Journal of Marine Science and Engineering, 11(6), 1165. 10.3390/jmse11061165

Keramea, P., Spanoudaki, K., Zodiatis, G., Gikas, G., & Sylaios, G. (2021). Oil Spill Modeling: A Critical Review on Current Trends, Perspectives, and Challenges. Journal of Marine Science and Engineering, 9(2), 181. 10.3390/jmse9020181

Kvočka, D., Žagar, D., & Banovec, P. (2021). A Review of River Oil Spill Modeling. Water, 13(12), 1620. 10.3390/w13121620

Langlois, S. (2020). Détermination de la plus-value de la télédétection pour le suivi des niveaux d'eau et du bilan hydrique : Application au réservoir Eastmain- [Université Sherbrooke]. https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/11143/17012/1/Langlois_Sebastien_MScA_2020.pdf

Lefaivre, D., Simon St-Onge Drouin, Alain D'Astous, & Simon Senneville. (2020). Risque relatif de contamination par région lors de déversements d'hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent (p. 19). Pêches et Océans Canada = Fisheries and Oceans Canada.

Lefèbvre, S.-M. (15 janvier 2015). 300 000 résidents privés d'eau | Le Journal de Montréal. Le journal de Montréal. https://www.journaldemontreal.com/2015/01/15/300-000-residents-prives-deau

Léveque, B. (2020). Analyse des vulnerabilites des prises d'eau potable de la riviere des Mille Iles (Quebec) aux etiages estivaux en contexte de changements globaux par une approche ascendante [Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/5253/

Léveque, B., Shyaka, A. I., Ndong, M., Kammoun, R., Burnet, J.-B., Dorner, S., & Bichai, F. (2025). Vulnerability assessment of drinking water intakes to microbial contamination

during combined sewer overflows under global change: A bottom-up approach. PLOS Water, 4(5), e0000352. 10.1371/journal.pwat.0000352

McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Prévost, M., & Dorner, S. (2021). Plan de mesure d'urgence des sources d'eau potable de la Ville de Montréal (p. 109).

Merv Fingas (édit.). (2014). Handbook of Oil Spill Science and Technology (1re éd.). John Wiley & Sons, Ltd. 10.1002/9781118989982

Ministère de l'Environnement de Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs. (2025). Règlement sur la qualité de l'eau potable - Règlement en bref. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/annexe.htm#annexes

Ministère de l'Environnement de Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs. (2026). Installations municipales de distribution d'eau potable. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/distribution/resultats.asp

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2020). Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec 2020. Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2015). Summary Profile of the Rivière des Outaouais Watershed, 57.

Moussaddak, A., Decoene, A., Goeury, C., Ponçot, A., & Taddei, T. (octobre 2024). A review of TELEMAC-2D numerical schemes for modelling two-dimensional free surface flows. Chambéry, France. https://edf.hal.science/hal-04876801

National Research Council Canada. (19 mars 2019). Blue Kenue™: software tool for hydraulic modellers. https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers

Ndong, M., Madoux-Humery, A.-S., McQuaid, N., & Prévost, M. (2021). Application d'un modèle hydrodynamique pour l'étude de la contamination des prises d'eau de Chomedey et Pont-Viau. (p. 68). Polytechnique Montréal.

Nguyen, T. K. M. (2018). Évaluation de sondes en continu pour la detection rapide d'hydrocarbures dans l'eau brute [Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis, École Polytechnique de Montréal]. Polypublie. https://publications.polymtl.ca/3316/

Nicole GOUTAL, Fabrice ZAOUI, & Christophe Coulet. (2022). Mascaret theory guide.

Pärt, S., Kankaanpää, H., Björkqvist, J.-V., & Uiboupin, R. (2021). Oil Spill Detection Using Fluorometric Sensors: Laboratory Validation and Implementation to a FerryBox and a Moored SmartBuoy. Frontiers in Marine Science, 8. 10.3389/fmars.2021.778136

Pimsee, P. (2014). Étude du comportement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) lors du déversement accidentel d'hydrocarbures en eaux continentales [Sciences agricoles. Institut National Polytechnique de Toulouse -INPT]. NNT: 2014INPT0060.

Pipeline Trans-Nord Inc. (2022). Plan d'intervention en cas d'urgence (p. 492).

Pipeline Trans-Nord Inc. (novembre 2025). Plan d'intervention en cas d'urgence.

Raphaëlle Derome. (28 juin 2023). La rivière Chaudière, 10 ans après le drame de Lac-Mégantic - Québec ScienceMagazine. Québec Science.

https://www.quebecscience.qc.ca/environnement/catastrophe-lac-megantic-riviere-chaudiere-pollution/

Régie de l'énergie du Canada. (2025a). Incidents impliquant des installations et des pipelines réglementés par la Régie. https://apps2.cer-rec.gc.ca/incidents-pipeliniers/incident-visualization.aspx?columns=province,incidentTypes,year,volumeCategory,releaseType,substance&releaseType=Miscellaneous,Liquid&incidentTypes=5&substance=-1,33,26,34,22,23,31,21,11,27,10,32,5,36,29,28,20,25,18,30,15&province=7,10,4,5,3,6,9,13,1,8,12,2,11&volumeCategory=1,4,5,3,6&year=2025,2024,2023,2022,2021,2020,2019,2018,2017,2016,2015,2014,2013,2012,2011,2010,2009,2008

Régie de l'énergie du Canada. (2025b). Réseau pipelinier du Canada en 2021 : Conjoncture économique de l'infrastructure réglementée par la Régie. https://www.cer-rec.gc.ca/fr/donnees-analyse/installations-reglementees-par-la-regie/reseau-pipelinier-du-canada/2021/reseau-doleoducs.html

Règlement de la Régie canadienne de l'énergie sur les pipelines terrestres, DORS/99-294 (2022). https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-99-294/page-3.html#h-1019210

Règlement relatif à l'exploitation d'établissements industriels, Q-2, r. 26.1. , Q-2, r. 26.1. https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2026.1%20/

Ressources naturelles Canada. (2022). Transformations entre les référentiels altimétriques. https://webapp.csrs-scrs.nrcan-rncan.gc.ca/geod/data-donnees/datum-transformation.php?locale=fr

Ressources naturelles Canada. (1 novembre 2024). Le réseau de pipelines canadiens. https://ressources-naturelles.canada.ca/source-energie/combustibles-fossiles/reseau-pipelines-canadiens

Riazi, M. R. (2025). An Overview of Oil Spill Modeling and Simulation for Surface and Subsurface Applications. Journal of Experimental and Theoretical Analyses, 3(4), 29. 10.3390/jeta3040029

Röhrs, J., Dagestad, K.-F., Asbjørnsen, H., Nordam, T., Skancke, J., Jones, C. E., & Brekke, C. (2018). The effect of vertical mixing on the horizontal drift of oil spills. Ocean Science, 14(6), 1581-1601. 10.5194/os-14-1581-2018

Ryan, S. A., Wohlgeschaffen, G., Jahan, N., Haibo Niu, Alice C. Ortmann, Trevor N. Brown, … Jason Clyburne. (2019a). État des connaissances sur le devenir et le comportement des déversements de produits pétroliers provenant de navires: Volume 1, Introduction (vol. 1-5, vol. 1). Centre de recherche sur le pétrole, le gaz et autres sources d'énergie extracôtières, Pêches et océans Canada, Institut océanographique de Bedford.

Ryan, S. A., Wohlgeschaffen, G., Jahan, N., Haibo Niu, Alice C. Ortmann, Trevor N. Brown, … Jason Clyburne. (2019b). État des connaissances sur le devenir et le comportement des déversements de produits pétroliers provenant de navires: Volume 4, Voie maritime du Saint-Laurent, de Montréal à Anticosti, Québec (vol. 1-5, vol. 4). Centre de recherche sur le pétrole, le gaz et autres sources d'énergie extracôtières, Pêches et océans Canada, Institut océanographique de Bedford.

Santé Canada. (mars 2025). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Tableaux sommaires [Lignes directrices]. https://www.canada.ca/fr/sante-

canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html

Service hydrographique du Canada. (2018). Données bathymétriques non navigationnelles (NONNA) du Service hydrographique du Canada - Portail du gouvernement ouvert. https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/d3881c4c-650d-4070-bf9b-1e00aabf0a1d

Service hydrographique du Canada. (s. d.). Données bathymétriques non navigationnelles (NONNA) du Service hydrographique du Canada - Portail du gouvernement ouvert. https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/d3881c4c-650d-4070-bf9b-1e00aabf0a1d

Song, Y., Fujisaki-Manome, A., Barker, C. H., MacFadyen, A., Kessler, J., Titze, D., & Wang, J. (2024). Modeling study on oil spill transport in the Great Lakes: The unignorable impact of ice cover. Journal of Environmental Management, 358, 120810. 10.1016/j.jenvman.2024.120810

Statistique Canada Gouvernement du Canada. (13 juillet 2022). Série « Perspective géographique ». https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/as-sa/fogs-spg/index.cfm?Lang=F

Taghipour, M., Shakibaeinia, A., Sylvestre, É., Tolouei, S., & Dorner, S. (2019). Microbial risk associated with CSOs upstream of drinking water sources in a transboundary river using hydrodynamic and water quality modeling. Science of The Total Environment, 683, 547-558. 10.1016/j.scitotenv.2019.05.130

Tetra Tech. (s. d.). 2020 Canadian Consulting Engineering Awards - Oil Spill Software for Canadian Waters.

Vasconcelos, R. N., Lima, A. T. C., Lentini, C. A. D., Miranda, J. G. V., de Mendonça, L. F. F., Costa, D. P., … Cambui, E. C. B. (2025). Trends in Oil Spill Modeling: A Review of the Literature. Water, 17(15), 2300. 10.3390/w17152300

Ville de Montréal. (31 avril 2025). Stratégie Montréalaise de l'eau 2025-2034. Ville de Montréal. https://montreal.ca/articles/strategie-montrealaise-de-leau-2025-2034-un-engagement-pour-lavenir-de-leau-87939

Weidhaas, J. L., Dietrich, A. M., DeYonker, N. J., Ryan Dupont, R., Foreman, W. T., Gallagher, D., … Alexander, W. A. (2016). Enabling Science Support for Better Decision-Making when Responding to Chemical Spills. Journal of Environmental Quality, 45(5), 1490-1500. 10.2134/jeq2016.03.0090

Yang, Y., Wang, S., Zhu, Z., & Jin, L. (2022). Prediction model and consequence analysis for riverine oil spills. Frontiers in Environmental Science, 10, 1054839. 10.3389/fenvs.2022.1054839

Yapa, P. D., & Tao Shen, H. (1994). Modelling river oil spills: a review. Journal of Hydraulic Research, 32(5), 765-782. 10.1080/00221689409498713

ANNEXE A DONNÉES COMPLÉMENTAIRES

Tableau A.1 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques

Scenario	n	MAE	RMSE	BIAS	PBIAS	R2	NSE
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 01)	7	0,6253	0,6402	-0,6352	-2,7767	0,6611	-45,2994
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 02)	7	0,1347	0,1632	0,1347	0,5886	0,8769	-2,0094
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 03)	7	0,6654	0,669	-0,6654	-2,9088	0,8296	-49,5531
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 04)	7	0,6635	0,6669	-0,6635	-2,9005	0,8865	-49,2413
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 05)	7	0,5308	0,5353	-0,5308	-2,3204	0,8568	-31,3658
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 06)	7	0,1037	0,1259	0,0996	0,4353	0,736	-0,7909
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 07)	7	0,5301	0,5346	-0,5301	-2,3173	0,8567	-31,2821
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 08)	7	0,5293	0,5338	-0,5293	-2,3137	0,8563	-31,1832
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 09)	7	1,5088	1,5857	1,5088	6,5959	0,7675	-283,0146
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 10)	7	2,5807	2,582	-2,5807	-11,2817	0,4458	-752,0424
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 11)	7	2,5657	2,5671	-2,5657	-11,2162	0,4355	-743,3644
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 12)	7	0,8274	0,832	-0,8274	-3,617	0,6637	-77,197
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 13)	7	0,8265	0,8312	-0,8265	-3,613	0,1953	-77,0339
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 14)	15	0,7246	0,7423	-0,7246	-3,1978	0,9033	-9,4048
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 15)	7	0,8036	0,8084	-0,8036	-3,5129	0,9791	-72,8164
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 16)	7	0,087	0,1016	-0,0252	-0,1102	0,0448	-0,1651
ST1 Pointe-Calumet 2M 043108 (Sim 17)	7	0,7959	0,8009	-0,7959	-3,4794	0,9788	-71,4507
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 01)	7	0,0493	0,0664	-0,0493	-0,2214	0,4356	-0,5191
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 02)	7	0,7274	0,7293	0,7274	3,2683	0,8002	-182,0296

Tableau A.2 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques. (suite)

Scenario	n	MAE	RMSE	BIAS	PBIAS	R2	NSE
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 03)	7	0,0713	0,0795	-0,0713	-0,3205	0,6608	-1,1737
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 04)	7	0,0696	0,0769	-0,0696	-0,3125	0,7396	-1,0327
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 05)	7	0,0686	0,0746	0,066	0,2963	0,683	-0,914
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 06)	7	0,6971	0,6983	0,6971	3,132	0,5879	-166,7748
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 07)	7	0,0691	0,0752	0,0667	0,2995	0,6827	-0,946
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 08)	7	0,0697	0,0759	0,0675	0,3032	0,6827	-0,9843
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 09)	7	2,0992	2,1476	2,0992	9,4314	0,9127	-1586,008
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 10)	7	1,9717	1,9728	-1,9717	-8,8588	0,6513	-1338,275
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 11)	7	1,9567	1,9579	-1,9567	-8,7911	0,6256	-1318,042
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 12)	7	0,2285	0,2337	-0,2285	-1,0266	0,4418	-17,7975
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 13)	7	0,2285	0,2345	-0,2285	-1,0266	0,0459	-17,9252
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 14)	15	0,1796	0,2059	-0,1796	-0,8128	0,9363	-0,472
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 15)	7	0,2891	0,2931	-0,2891	-1,2989	0,9433	-28,558
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 16)	7	0,4697	0,4739	0,4697	2,1104	0,2063	-76,269
ST2 Barrage Grand-Moulin 2M 043206 (Sim 17)	8	0,4105	0,5547	-0,4105	-1,8432	0,4168	-67,7776
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 01)	7	1,1107	1,1114	1,1107	5,4556	0,5776	-537,871
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 02)	7	2,0175	2,018	2,0175	9,9095	0,8	-1775,503
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 03)	7	1,2458	1,246	1,2458	6,1188	0,9095	-676,2435
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 04)	7	1,2444	1,2446	1,2444	6,1122	0,9339	-674,758
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 05)	7	1,3294	1,3297	1,3294	6,5297	0,8141	-770,337
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 06)	7	2,0255	2,0258	2,0255	9,9487	0,7281	-1789,27

Tableau A.3 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques. (suite)

Scenario	n	MAE	RMSE	BIAS	PBIAS	R2	NSE
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 08)	7	1,3326	1,3329	1,3326	6,5454	0,8142	-774,0468
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 09)	7	3,6311	3,6606	3,6311	17,8349	0,8275	-5844,918
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 10)	7	0,3408	0,3443	-0,3408	-1,6741	0,4726	-50,719
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 11)	7	0,332	0,3356	-0,332	-1,6308	0,4813	-48,1272
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 12)	7	0,9886	0,9896	0,9886	4,8559	0,3906	-426,2366
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 13)	7	0,9884	0,9895	0,9884	4,8546	0,0664	-426,1055
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 14)	15	1,0312	1,0352	1,0312	5,0984	0,9394	-49,6013
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 15)	7	0,7235	0,7248	0,7235	3,5536	0,9104	-228,172
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 16)	7	1,4004	1,4016	1,4004	6,8784	0,1513	-856,0257
ST3 Bois-des-Filion 043201 (Sim 17)	8	0,7332	0,7377	0,7332	3,599	0,2175	-180,1026
ST4 Barrage des Moulins 043208 (Sim 17)	8	0,8293	0,8901	0,8293	4,2971	0,0756	-1133,476
ST6 La Prairie Saint-Laurent 02OA041 (Sim 06)	7	3,1205	3,1205	3,1205	16,1713	0,6055	-13078,56
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 01)	7	2,4822	2,4823	2,4822	12,8637	0,6455	-8275,471
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 02)	7	3,1102	3,1102	3,1102	16,1179	0,6432	-12992,3
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 03)	7	2,73	2,73	2,73	14,1475	0,8327	-10009,56
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 04)	7	2,731	2,7311	2,731	14,1532	0,8489	-10017,54
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 05)	7	2,7607	2,7607	2,7607	14,3069	0,7891	-10236,37
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 07)	7	2,7614	2,7614	2,7614	14,3105	0,7888	-10241,49
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 08)	7	2,7622	2,7622	2,7622	14,3146	0,7886	-10247,44
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 09)	7	5,0127	5,0317	5,0127	25,9776	0,5684	-34006,03
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 10)	7	0,7153	0,7208	0,7153	3,707	0,287	-696,9101
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 11)	7	0,7319	0,7375	0,7319	3,7929	0,2755	-729,5522

Tableau A.4 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques. (suite)

Scenario	n	MAE	RMSE	BIAS	PBIAS	R2	NSE
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 12)	7	2,4504	2,4505	2,4504	12,6987	0,3233	-8064,864
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 13)	7	2,4377	2,4379	2,4377	12,6332	0,0679	-7982,058
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 14)	16	2,3635	2,3702	2,3635	12,29	0,0155	-830,0473
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 15)	7	2,1632	2,1634	2,1632	11,2105	0,5188	-6285,35
ST7 Lasalle 02OA016 (Sim 16)	7	2,7917	2,792	2,7917	14,4676	0,0643	-10469,25
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 01)	7	0,2749	0,2759	0,2749	1,2625	0,6013	-65,7627
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 02)	7	0,7935	0,7939	0,7935	3,644	0,5359	-551,6056
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 03)	7	0,4204	0,4207	0,4204	1,9305	0,7941	-154,1744
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 04)	7	0,4224	0,4226	0,4224	1,9398	0,8386	-155,6164
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 05)	7	0,4579	0,4582	0,4579	2,1028	0,7777	-183,0821
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 06)	7	0,9205	0,9208	0,9205	4,2273	0,5609	-742,432
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 07)	7	0,4584	0,4587	0,4584	2,1052	0,7774	-183,5061
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 08)	7	0,459	0,4593	0,459	2,1081	0,7773	-184,0083
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 09)	7	2,6303	2,6663	2,6303	12,0789	0,6364	-6232,365
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 10)	7	1,5882	1,5905	-1,5882	-7,2934	0,3477	-2217,057
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 11)	7	1,574	1,5764	-1,574	-7,2282	0,346	-2177,935
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 12)	7	0,1958	0,1981	0,1958	0,899	0,3809	-33,4227
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 13)	7	0,1825	0,1855	0,1825	0,838	0,0661	-29,1703
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 14)	15	0,1697	0,1741	0,1697	0,7826	0,9281	-1,8884
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 15)	7	0,2172	0,2196	0,2172	0,9975	0,7602	-41,2937
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 16)	7	0,854	0,8551	0,854	3,9217	0,0849	-640,0869
ST8 Pointe-Claire 02OA039 (Sim 17)	8	0,2941	0,353	0,0931	0,4276	0,08	-113,8149

Tableau A.5 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques. (suite)

Scenario	n	MAE	RMSE	BIAS	PBIAS	R2	NSE
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 01)	7	0,1593	0,1613	0,1593	0,7285	0,4939	-20,9985
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 02)	7	0,7228	0,7232	0,7228	3,3061	0,5337	-441,0747
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 03)	7	0,3355	0,3359	0,3355	1,5349	0,8001	-94,3856
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 04)	7	0,3376	0,3378	0,3376	1,5441	0,8623	-95,4803
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 05)	7	0,3633	0,3637	0,3633	1,6617	0,7784	-110,8063
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 06)	7	0,8338	0,8341	0,8338	3,8139	0,5601	-587,0637
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 07)	7	0,3635	0,3639	0,3635	1,6627	0,7766	-110,9351
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 08)	7	0,3641	0,3646	0,3641	1,6657	0,7772	-111,3364
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 09)	7	2,5445	2,5819	2,5445	11,639	0,708	-5633,703
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 10)	7	1,6971	1,6991	-1,6971	-7,7628	0,4186	-2439,25
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 11)	7	1,6812	1,6834	-1,6812	-7,6902	0,3902	-2394,205
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 12)	7	0,1067	0,1112	0,1067	0,4881	0,3836	-9,4492
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 13)	7	0,0928	0,0989	0,0928	0,4245	0,0521	-7,2728
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 14)	15	0,0917	0,103	0,0916	0,4209	0,9375	0,1653
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 15)	7	0,146	0,1496	0,146	0,6678	0,9013	-17,9174
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 16)	7	0,8014	0,8026	0,8014	3,6656	0,105	-543,4714
ST10 MARINA de Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA033 (Sim 17)	8	0,243	0,3483	0,0185	0,0846	0,1205	-101,8857
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 01)	7	0,5336	0,5391	-0,5336	-2,3444	0,6218	-34,7419
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 02)	7	0,2114	0,2287	0,2114	0,9289	0,5704	-5,4336
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 03)	7	0,55	0,5539	-0,55	-2,4162	0,8073	-36,7229
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 04)	7	0,548	0,5518	-0,548	-2,4077	0,8719	-36,4346

Tableau A.6 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques. (suite)

Scenario	n	MAE	RMSE	BIAS	PBIAS	R2	NSE
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 05)	7	0,4216	0,4268	-0,4216	-1,8525	0,8365	-21,3969
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 06)	7	0,1948	0,2082	0,1948	0,856	0,7171	-4,3303
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 07)	7	0,4207	0,4258	-0,4207	-1,8484	0,843	-21,2955
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 08)	7	0,4199	0,4251	-0,4199	-1,8449	0,8259	-21,2187
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 09)	7	1,632	1,7028	1,632	7,1703	0,7875	-355,5469
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 10)	7	2,4705	2,4717	-2,4705	-10,8543	0,4822	-750,225
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 11)	7	2,456	2,4572	-2,456	-10,7904	0,4731	-741,4261
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 12)	7	0,7165	0,7214	-0,7165	-3,1477	0,6268	-62,9878
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 13)	7	0,7165	0,7215	-0,7165	-3,148	0,159	-63,0128
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 14)	16	0,6982	0,7813	-0,6982	-3,0933	0,0096	-9,8769
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 15)	7	0,4832	0,4908	-0,4832	-2,1231	0,9899	-28,6224
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 16)	7	0,1221	0,1441	0,1091	0,4795	0,0696	-1,5528
ST11 Sainte-Anne-de-Bellevue 02OA013 (Sim 17)	8	0,6018	0,69	-0,6018	-2,6418	0,2717	-46,9833
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 01)	7	0,5249	0,5304	-0,5249	-2,3084	0,6035	-34,66
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 02)	7	0,2055	0,2224	0,2055	0,9037	0,6141	-5,2719
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 03)	7	0,5281	0,5321	-0,5281	-2,3226	0,7963	-34,8912
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 04)	7	0,5262	0,53	-0,5262	-2,314	0,8633	-34,603
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 05)	7	0,4083	0,4135	-0,4083	-1,7957	0,8233	-20,6726
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 06)	7	0,196	0,209	0,196	0,8621	0,6968	-4,5345
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 07)	7	0,4076	0,4128	-0,4076	-1,7926	0,8239	-20,5997
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 08)	7	0,4069	0,412	-0,4069	-1,7892	0,8237	-20,5199

Tableau A.7 Indicateurs de performance de toutes les stations hydrométriques. (suite)

Scenario	n	MAE	RMSE	BIAS	PBIAS	R2	NSE
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 09)	7	1,6552	1,7247	1,6552	7,2788	0,7949	-376,0626
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 10)	7	2,4591	2,4603	-2,4591	-10,8144	0,4902	-766,2605
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 11)	7	2,4443	2,4456	-2,4443	-10,7493	0,4777	-757,1012
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 12)	7	0,6997	0,7046	-0,6997	-3,0771	0,609	-61,9355
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 13)	7	0,7034	0,7084	-0,7034	-3,0932	0,1382	-62,6101
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 14)	15	0,5993	0,6199	-0,5993	-2,6605	0,9056	-6,4601
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 15)	7	0,6771	0,6822	-0,6771	-2,9774	0,9903	-57,9949
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 16)	7	0,1009	0,1214	0,0762	0,3349	0,0821	-0,8695
ST12 Terrasse-Vaudreuil 02OA107 (Sim 17)	7	0,6701	0,6754	-0,6701	-2,947	0,9905	-56,8278

Tableau A.8 Choix des lois de distribution de chaque station pour la crue

Station	Distribution	D_{KS}	p_value	AIC	BIC	Explication des choix de loi de distribution
Carillon	GEV	0,4	0,0	250,1	252,0	p-value de GEV et Gumbel < 0,05 : à rejeter. Weibull : p value >0,05 à accepter.
	Gumbel	0,4	0,0	248,6	249,9	
	Weibull	0,3	0,2	250,8	252,1	
Pointe-des-Cascades	GEV	0,3	0,1	221,4	223,4	Toutes les lois sont valides (p > 0,05). Mais Weibull a le plus petit D_{KS} et la plus grande p-value. Weibull a les valeurs les plus faibles de AIC et BIC : meilleur ajustement
	Gumbel	0,3	0,1	221,6	222,9	
	Weibull	0,2	0,4	220,3	221,6	
Bois-des-Filion	GEV	0,1	1,0	177,7	179,6	GEV et Gumbel : p-value très bonne. Weibull à écarter. Gumbel a le plus petit AIC/BIC.
	Gumbel	0,1	1,0	177,2	178,4	
	Weibull	NA	NA	NA	NA	
Lasalle	GEV	0,3	0,3	234,6	236,5	Toutes les lois sont valides (p > 0,05), Mais Weibull a la plus grande p-value. Weibull a les valeurs les plus faibles de AIC et BIC : meilleur ajustement
	Gumbel	0,3	0,3	240,0	241,2	
	Weibull	0,2	0,7	232,5	233,7	

Tableau A.9 Choix des lois de distribution de chaque station pour la crue. (suite)

Station	Distribution	D_{KS}	p_value	AIC	BIC	Explication des choix de loi de distribution
Marina de Sainte-Anne-de-Bellevue Marina de	GEV	0,3	0,2	215,8	217,7	Toutes les lois sont valides (p > 0,05) mais Weibull a la plus grande p-value. GEV a les valeurs les plus faibles de AIC et BIC : meilleur ajustement. KS → favorise Weibull. AIC/BIC → favorise GEV Donc distribution avec p-value la plus grande est choisis : Weibull
	Gumbel	0,4	0,1	216,3	217,6	
	Weibull	0,2	0,5	218,2	219,5	
Terrasse-Vaudreuil	GEV	0,2	0,3	216,9	218,8	p-value : Gumel (rejeté), GEV (accepté, la meilleure), Weibull (accepté). GEV a les valeurs les plus faibles de AIC et BIC : meilleur ajustement par rapport à Weibull
	Gumbel	0,5	0,0	220,7	221,9	
	Weibull	0,3	0,1	221,5	222,7	

Tableau A.10 Paramètres et choix des lois de distribution pour chaque station hydrométrique

Station	Distribution	Meanlog	Sdlog	Forme	Rang	Location	Échelle	Forme Xi	DKS	p-value	AIC	BIC
Carillon	Log normale	6,8	0,3	NA	NA	NA	NA	NA	0,1	0,9	196,2	197,5
	Gamma	NA	NA	14,4	0,0	NA	NA	NA	0,1	0,9	196,2	197,5
	Gumbel	NA	NA	NA	NA	785,8	199,0	NA	0,1	0,9	196,4	197,6
	Weibull	NA	NA	4,3	NA	NA	991,3	NA	0,2	0,8	196,6	197,9
	GEV	NA	NA	NA	NA	809,6	225,5	-0,3	0,1	0,9	198,1	200,0
Bois-des-Filion	Weibull	NA	NA	2,6	NA	NA	82,2	NA	0,1	0,9	139,3	140,6
	Gamma	NA	NA	4,7	0,1	NA	NA	NA	0,2	0,8	140,0	141,2
	Gumbel	NA	NA	NA	NA	57,3	27,6	NA	0,2	0,8	140,6	141,9
	Log normale	4,2	0,5	NA	NA	NA	NA	NA	0,2	0,6	140,8	142,0
	GEV	NA	NA	NA	NA	63,5	32,3	-0,4	0,1	0,9	141,6	143,5
Pointe-des-Cascades	Weibull	NA	NA	1,7	NA	NA	355,2	NA	0,3	0,2	189,1	190,3
	Gamma	NA	NA	2,0	0,0	NA	NA	NA	0,3	0,1	190,2	191,4
	Gumbel	NA	NA	NA	NA	228,2	167,0	NA	0,3	0,2	190,7	191,9
	GEV	NA	NA	NA	NA	251,8	181,5	-0,3	0,2	0,5	191,6	193,5
	Log normale	5,5	0,8	NA	NA	NA	NA	NA	0,3	0,1	192,9	194,2
Lasalle	Gumbel	NA	NA	NA	NA	6892,3	504,1	NA	0,1	1,0	222,2	223,4
	Log normale	8,9	0,1	NA	NA	NA	NA	NA	0,2	0,7	222,7	224,0
	Gamma	NA	NA	129,5	0,0	NA	NA	NA	0,2	0,7	222,9	224,2
	GEV	NA	NA	NA	NA	6902,1	513,2	-0,1	0,1	0,9	224,1	226,0
	Weibull	NA	NA	11,9	NA	NA	7463,1	NA	0,2	0,4	225,5	226,7

Tableau A.11 Paramètres et choix des lois de distribution pour chaque station hydrométrique. (suite)

Station	Distribution	Meanlog	Sdlog	Forme	Rang	Location	Échelle	Forme Xi	DKS	p-value	AIC	BIC
Marina de Sainte-Anne-de-Bellevue	Weibull	NA	NA	2,5	NA	NA	175,0	NA	0,2	0,5	160,9	162,2
	Gamma	NA	NA	4,6	0,0	NA	NA	NA	0,2	0,5	161,5	162,7
	Gumbel	NA	NA	NA	NA	121,2	59,2	NA	0,2	0,5	162,1	163,4
	Log normale	4,9	0,5	NA	NA	NA	NA	NA	0,2	0,5	162,2	163,4
	GEV	NA	NA	NA	NA	136,3	71,9	-0,5	0,2	0,7	163,1	165,0
Terrasse-Vaudreuil	Weibull	NA	NA	1,6	NA	NA	74,8	NA	0,2	0,7	145,9	147,2
	Gamma	NA	NA	2,1	0,0	NA	NA	NA	0,2	0,8	146,1	147,4
	Log normale	3,9	0,8	NA	NA	NA	NA	NA	0,2	0,6	146,8	148,1
	Gumbel	NA	NA	NA	NA	46,5	34,8	NA	0,2	0,7	147,9	149,2
	GEV	NA	NA	NA	NA	47,0	35,3	0,0	0,2	0,7	149,9	151,8

Tableau A.12 Résultats de l'ajustement de différentes distributions statistiques aux données des stations hydrométriques pour le calcul des débits et des niveaux de crue (Kammoun et al., 2024).

Distribution	**Tests statistiques**	**Statistiques**	**Station Bois-des-Filion (02OA003) (Débit m^3/s)**	**Station Barrage du Grand-Moulin (02OA094) (Niveau d'eau en m)**	**Station Pointe-Calumet (02OA105) (Niveau d'eau en m)**
GEV[1]	Ajustement de distribution (méthode de vraisemblance maximale)	Location (μ)	717,52	23,34	23,34
		Scale (σ)	75,70	0,37	0,33
		Shape (X_i)	0,38	0,17	0,08
	Critères de comparaison des lois statistiques	AIC[2]	128,36	19,78	31,59
		BIC[3]	129,27	20,69	35,25
	Test de validation du modèle (test de Kolmogorov-Smirnov)	D	0,15	0,19	0,08
		p-value	0,96	0,81	1,00
Gumbel	Ajustement de distribution (méthode de vraisemblance maximale)	Location (μ)	733,53	23,37	23,36
		Scale (σ)	95,02	0,40	0,34
	Critères de comparaison des lois statistiques	AIC	128,49	18,16	29,87
		BIC	129,09	18,77	32,31
	Test de validation du modèle (test de Kolmogorov-Smirnov)	D	0,98	0,96	0,99
		p-value	< 2,2e-16*	1,132e-14*	3,331e-16*
Weibull	Ajustement de distribution (méthode de vraisemblance maximale)	Shape (Xi)	5,18	38,60	42,60
		Scale (σ)	862,49	23,92	23,81
	Critères de comparaison des lois statistiques	AIC	134,16	24,00	47,15
		BIC	134,77	24,61	49,59

Tableau A.13 Résultats de l'ajustement de différentes distributions statistiques aux données des stations hydrométriques pour le calcul des débits et des niveaux de crue (Kammoun et al., 2024). (suite)

Distribution	**Tests statistiques**	**Statistiques**	**Station Bois-des-Filion (02OA003) (Débit m^3/s)**	**Station Barrage du Grand-Moulin (02OA094) (Niveau d'eau en m)**	**Station Pointe-Calumet (02OA105) (Niveau d'eau en m)**
Weibull	Test de validation du modèle (test de Kolmogorov-Smirnov)	D	0,32	0,34	0,22
		p-value	0,20	0,15	0,16

(1)*Generalized Extreme Value*
(2)*Akaike information criterion*
(3)*Bayesian information criterion*
**Rejeté par le test à un niveau de signification de 5%*
Les valeurs notées en rouge ont permis la sélection de la loi de distribution la plus appropriée pour chaque série de données