

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

CARACTÉRISATION DE LA GÉOCHIMIE DE L'EAU SOUTERRAINE ET DE
L'IMPACT ANTHROPIQUE SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LA RÉGION
DES LAURENTIDES ET DE LA MRC LES MOULINS

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
MAITRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
FANNY PITHON

OCTOBRE 2021

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.04-2020). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout d'abord ma directrice de maîtrise Marie Larocque pour m'avoir donné la chance de réaliser ce beau projet de maîtrise, pour son encadrement et sa rigueur scientifique.

Je tiens ensuite à remercier mon co-directeur David Widory pour son encadrement, ses encouragements et son intérêt pour le projet qui m'a permis de passer au travers des isotopes.

Je tiens également à remercier Roland Simler pour son aide précieuse apportée dans le traitement de mes données et ceux mêmes à 6000 km de distance. Également je tiens à remercier Vincent Cloutier et René Lefebvre qui ont été très disponibles pour répondre à mes multiples questionnements.

Je tiens à remercier très chaleureusement toute l'équipe de recherche d'hydrogéologie. Particulièrement Rachel qui a été ma mentore pour l'utilisation de QGIS et Fred pour son aide sur le terrain. Je remercie les agents de recherche Sylvain Gagné et Marjolaine Roux pour leur précieuse aide tout au long de ma maîtrise. Je te tiens à remercier tout particulièrement Alice Morard, ma partenaire de géochimie au milieu d'hydrogéologues, merci pour ta patience, pour ta présence, pour toutes les conversations constructives qui m'ont fait avancer, ton soutien et tes encouragements.

Je tiens à remercier chaudement ma collègue et amie Karelle pour avoir toujours répondu présente quand j'avais besoin de soutien et d'encouragement. Je remercie mes amis de longue date Nikki, Roxane, Lucas et Marie qui me soutiennent depuis le début, je fais un petit clin d'œil à Rémy, et je termine par ma famille qui n'a jamais douté de

ma réussite scolaire et qui m'a permis de vivre et d'étudier dans les meilleures conditions.

Je voudrais remercier le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques pour le financement de cette étude, ainsi que les partenaires Mitacs et l'organisme de bassin-versant Abrinord.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
RÉSUMÉ	xiii
CHAPITRE I Introduction	2
1.1 Problématique générale	2
1.2 Question de recherche, objectifs et hypothèses	4
CHAPITRE II État des connaissances	5
2.1 Hydrogéochimie et compréhension du sens écoulement de l'eau	5
2.2 Les outils de caractérisation hydrogéochimique.....	13
2.2.1 Chimie de l'eau	13
2.2.2 Analyse multivariée	14
2.2.3 Traceurs isotopiques.....	15
CHAPIRE III Zone d'étude	21
3.1 Localisation et physiographie	21
3.2 Contexte géologique	23
3.2.1 Géologie du socle rocheux	23
3.2.2 Géologie du quaternaire	26
3.3 Hydrographie et contexte hydrogéologique.....	30
3.4 Occupation du territoire.....	35
3.5 Caractérisation des bassins versants expérimentaux	38
3.5.1 Bassin-versant de la rivière Saguy	38
3.5.2 Bassin-versant de la rivière Simon.....	40
3.5.3 Sous bassins versants de la rivière Mascouche.....	42

CHAPITRE IV Méthodologie	44
4.1 Échantillonnage de l'eau souterraine.....	44
4.1.1 Sélection des puits échantillonnés.....	47
4.1.2 Protocole d'échantillonnage.....	48
4.1.3 Travaux de terrain	49
4.2 Travaux de laboratoire.....	51
4.2.1 Laboratoires externes	51
4.2.2 Isotopes stables de l'eau et concentration en nitrites et nitrates séparés.....	52
4.3 Validation des résultats.....	54
4.4 Analyses chimiques	55
4.5 Analyses statistiques.....	56
4.5.1 Statistiques descriptives	56
4.5.2 Classification ascendante hiérarchique.....	56
4.5.3 Analyse en composantes principales.....	58
4.6 Analyses isotopiques	59
4.7 Caractérisation microbiologique.....	59
4.8 Indice de vulnérabilité hydrogéochimique	59
4.9 Construction d'un indice d'impact anthropique	61
 CHAPITRE IV RÉSULTATS	 64
5.1 Hydrogéochimie régionale.....	64
5.1.1 Types d'eau	64
5.1.2 Types d'eau des trois bassins versants expérimentaux	69
5.1.3 Isotopes stables de l'eau ^{18}O et ^2H	74
5.1.4 Processus d'évolution de l'eau souterraine.....	76
5.1.5 Dépassements des critères de qualité pour l'eau potable à l'échelle régionale.....	78
5.1.6 Dépassements des critères de qualité pour l'eau potable sur les bassins versants expérimentaux.....	80
5.2 Analyses multivariées.....	87
5.2.1 Classification ascendante hiérarchique (CAH).....	87
5.2.2 Analyse en composante principale.....	94
5.3 Contaminants organiques.....	97
5.4 Nitrates.....	103

5.4.1	Occurrence régionale	103
5.4.2	Isotopes stables des nitrates	106
5.5	Indice de vulnérabilité hydrogéochimique	107
5.6	Indice d'impact anthropique	109
CHAPITRE IV Discussion		113
6.1	Évolution géochimique de l'eau	113
6.2	Origine de la salinité	116
6.3	Qualité naturelle de l'eau	120
6.4	Les nitrates	125
6.4.1	Présence des nitrates	125
6.4.2	Traçages des sources de nitrates	125
6.5	Contamination bactériologique	132
6.6	Produits pharmaceutiques et pesticides	133
6.7	Indice de vulnérabilité hydrogéochimique	135
6.8	Indice d'impact anthropique	138
conclusion		143
ANNEXE A Protocole d'échantillonnage et d'analyse		146
ANNEXE B Cartographie de la géochimie de la région d'étude		153
ANNEXE C Données chimiques		162
ANNEXE D Indice anthropique		173
BIBLIOGRAPHIE		176

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Écoulement de l'eau souterraine de la zone de recharge à la zone de résurgence selon plusieurs lignes d'écoulement (vert, orange, jaune, marron représentent les dépôts meubles et le rose le roc) récupéré de (RQES, 2021).	6
Figure 2.2 Gammes des différentes sources de nitrates (Kendall et al., 1998).....	20
Figure 3.1 Localisation de la zone d'étude et des MRC d'après MRNF (2005).	22
Figure 3.2 Topographie de la zone d'étude MERN (2016).	23
Figure 3.3 Géologie du roc, d'après MERN (2019).....	25
Figure 3.4 Géologie du Quaternaire d'après MERN (2020b).....	29
Figure 3.5 Grands bassins versants de la zone d'étude (MDDELCC, 2017b).....	31
Figure 3.6 Confinement des aquifères dans les dépôts meubles (Larocque et al., 2019).	33
Figure 3.7 Confinement des aquifères au roc (Larocque et al., 2019).....	34
Figure 3.8 Carte d'occupation du territoire d'après MDDELCC (2017b).....	36
Figure 3.9 Activités anthropiques pouvant altérer l'eau souterraine	37
Figure 3.10 a) occupation du territoire, b) dépôts quaternaires et c) géologie pour le bassin-versant de la rivière Sagouay.....	39
Figure 3.11 a) occupation du territoire, b) dépôts quaternaires et c) géologie pour le bassin-versant de la rivière Simon.....	41
Figure 3.12 a) occupation du territoire, b) dépôts quaternaires et c) géologie pour le bassin-versant de la rivière Mascouche dans la zone des Basses-Terres du Saint-Laurent.....	43

Figure 4.1 Localisation des puits échantillonnés selon la grille d'échantillonnage au 25km ²	46
Figure 4.2 Localisation des puits échantillonnés dans les bassins versants expérimentaux.a) rivière Saguay, b) rivière à Simon, c) rivière Mascouche.	47
Figure 5.1 Types d'eau selon a) le type d'aquifère (dépôts meubles ou roc fracturés) et b) selon le type de nappe (libre, semi-captive ou captive).....	67
Figure 5.2 Localisation des types d'eau sur la zone d'étude.....	68
Figure 5.3 Localisation des types d'eau souterraine, du type d'aquifère et du type de nappe sur le bassin-versant de la rivière Saguay.	70
Figure 5.4 Localisation des types d'eau souterraine, du type d'aquifère et du type de nappe sur le bassin-versant de la rivière à Simon.	71
Figure 5.5 Localisation des types d'eau souterraine, du type d'aquifère et du type de nappe sur le sous bassin-versant de la rivière Mascouche.....	73
Figure 5.6 Compositions isotopiques des isotopes stables de l'eau et les droites météoriques pour les stations de Ferme-Neuve et Arundel.	75
Figure 5.7 Évolution de $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$ en fonction de la latitude.....	76
Figure 5.8 Relation Na-Cl qui illustre l'échange cationique entre Ca et Na et le mélange des échantillons.	77
Figure 5.9 Localisation des dépassements de la concentration maximale acceptable (CMA) pour le baryum, les fluorures et l'uranium.....	85
Figure 5.10 Localisation des dépassements bactériologiques.....	86
Figure 5.11 Résultat de l'analyse sous forme de dendrogramme pour les 370 échantillons selon la méthode de Ward et la distance euclidienne (Ward, 1963).	88
Figure 5.12 a) Diagramme de piper des échantillons associés à leur ensemble b) Diagramme de Stiff des concentrations médianes pour les six ensembles...	91
Figure 5.13 Carte de localisation des ensembles hiérarchiques.....	92
Figure 5.14 Projection des variables selon les deux composantes principales	95

Figure 5.15 Projection des échantillons selon les deux composantes principales.	95
Figure 5.16 Localisation des détections de pesticides et de produits pharmaceutiques	99
Figure 5.17 Concentrations en acétaminophène (ng/L) selon le type d'aquifère pour a) le bassin-versant de la rivière Simon b) le bassin-versant de la rivière Sagouay c) le sous bassin de la rivière Mascouche d) pour toute la zone d'étude.	100
Figure 5.18 Répartition spatiale des concentrations en nitrates.....	105
Figure 5.19 Concentrations en nitrates selon le type d'aquifère et le type de nappe et l'occupation du territoire pour le régional.	106
Figure 5.20 Gamme $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^{15}\text{N}$ pour les sources potentielles de NO_3 pour les 71 échantillons ayant une concentration en $\text{N-NO}_3 > 0,5 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$ (Kendall et al., 2008)	107
Figure 5.21 Indice de vulnérabilité hydrogéochimique (Meyzonnat et al., 2016) avec les puits de la région d'étude	108
Figure 6.1 Présence de dilution de l'eau de mer dans la zone d'étude, avec les données de l'eau de mer provenant de Hem (1985) et de la mer de Champlain de Cloutier et al. (2009). L'encadré rouge délimite une eau salée, le vert une eau saumâtre et le jaune une eau douce tirée de Lacasse (2013).....	120
Figure 6.2 Localisation du groupe de la recharge et du groupe d'eau évoluée.....	124
Figure 6.3 Graphique du $\delta^{15}\text{N}$ en fonction du Log NO_3 pour les 71 échantillons. ..	127
Figure 6.4 Variation du $\delta^{15}\text{N}$ en fonction de l'inverse de la concentration en NO_3 modélisant le mélange de trois sources de nitrates. Les croix oranges représentent les échantillons analysés, la croix bleue l'échantillon LAULM- 003 , la croix rouge l'échantillon LAULM-325, la croix verte l'échantillon LAULM-331, la ligne rouge la limite établie à 10%	129
Figure 6.5 Carte de vulnérabilité obtenue en utilisant l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique.....	137
Figure B. 1 Carte de localisation des dépassements d'objectifs esthétiques pour Aluminium, Chlorures, Dureté totale, Fer, Matières dissoutes totales, Sodium et sulfures	154

Figure B. 2 Carte de localisation des dépassements de l'objectif esthétique pour le Manganèse	155
Figure B. 3 Carte de localisation des dépassements de l'objectif esthétique pour le pH	156
Figure B. 4 Carte des dépassements pour le fer, matières dissoutes totales, manganèse et pH pour le bassin-versant de la rivière Sagouay	157
Figure B. 5 Carte des dépassements pour le manganèse, pH, les sulfures et la dureté totale pour le bassin-versant de la rivière Simon	158
Figure B. 6 Carte des dépassements pour les matières dissoutes totales pour le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche	159
Figure B. 7 : Carte des dépassements pour le sodium pour le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche	160
Figure B. 8 Carte des dépassements pour les chlorures, la dureté totale, le fer, le manganèse, le pH et les sulfures pour le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche	161
Figure C. 1 Boxplot des concentrations en nitrates pour les trois bassins versants expérimentaux en fonction du type d'aquifère et de l'occupation du territoire.	167
Figure C. 2 Localisation du puits LAULM-331 dans la MRC les Moulins.....	168
Figure D. 1 Proportion a) des dépassements par catégories et b) de l'indice anthropique pour les échantillons des Basses-Terres du Saint-Laurent.	174
Figure D. 2 Proportion a) des dépassements par catégories et b) de l'indice anthropique pour les échantillons du Bouclier canadien.	175

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 Récapitulatif de la démarche d'échantillonnage pour les différentes analyses réalisées.	49
Tableau 4.2 Paramètres physico-chimiques mesurés <i>in situ</i> et spécifications des capteurs.	51
Tableau 4.3 Paramètres exclus de la classification ascendante hiérarchique.....	58
Tableau 5.1 Distribution des types d'eaux souterraines de la zone d'étude	66
Tableau 5.2 Résultats du test du chi ² sur les paramètres pouvant influencer la présence de bactéries fécales (<i>E. Coli</i> et entérocoques) au niveau régional et pour les trois bassins expérimentaux.	83
Tableau 5.3 Statistiques descriptives des éléments de la classification ascendante hiérarchique, la couleur jaune représente les plus basses valeurs et la couleur orange les plus élevées.	93
Tableau 5.4 Coordonnées factorielles des 11 éléments selon les deux composantes principales.	96
Tableau 5.5 Résultats du test de corrélation de Spearman pour établir le lien entre la présence d'acétaminophène et les éléments chimiques d'effluents de fosses septiques pour le régional et les trois bassins-versants expérimentaux.	101

Tableau 5.6 Résultats du test du Chi2 pour établir un lien entre déterminer la présence d'acétaminophène selon le type d'aquifère et le type de nappe sur les trois bassins versants expérimentaux.....	102
Tableau 5.7 Valeurs des seuils établis pour les chlorures, les MDT et les nitrates pour les deux régions géologiques.	111
Tableau A.1 Tableau récapitulatif des méthodes analytiques du Laboratoire Bureau Veritas pour les paramètres chimiques.	147
Tableau A.2 Méthodologie pour l'analyse bactériologique suivie par le laboratoire H2Lab	148
Tableau A.3 Liste des échantillons avec une balance ionique supérieure à $\pm 10\%$ et le facteur de correction appliqué sur HCO_3	149
Tableau A.4 Démarche d'échantillonnage terrain	150
Tableau C. 1 Statistique descriptives pour les éléments chimiques et les paramètres physico-chimiques	163
Tableau C. 2 Tableau résultats du test de Student sur les paramètres déterminant la moyenne des concentrations en Acétaminophène	165
Tableau C. 3 Tableau des résultats du test de Student sur les paramètres déterminant la moyenne des concentrations en nitrates	166
Tableau C. 4 Tableau des données isotopiques des 71 échantillons de nitrates	169

RÉSUMÉ

L'eau souterraine constitue le plus gros réservoir d'eau douce accessible et représente 1/3 des prélèvements d'eau douce dans le monde. La contamination de l'eau souterraine est devenue un des problèmes globaux majeurs de la planète. En 2018, une équipe de l'UQAM a entrepris le projet d'acquisition des connaissances sur les eaux souterraines réalisées par une équipe de l'UQAM dans la région des Laurentides et de la MRC Les Moulins (11 500 km²) dans la province du Québec, au Canada. Dans la région d'étude, 44% de la population s'alimente en eau potable par des puits résidentiels. Très peu de données sont disponibles sur la qualité de l'eau souterraine, dans cette région qui connaît un développement important pouvant causer une pression sur la qualité ressource. Ce projet de maîtrise avait pour but de procéder à l'analyse géochimique, isotopique et bactériologique des eaux souterraines de la région des Laurentides et de la MRC les Moulins. Pour cela, quatre objectifs spécifiques ont été définis : 1) caractériser la géochimie de l'eau souterraine pour identifier les différents faciès hydrogéochimiques, 2) déterminer les activités humaines ont un impact sur la qualité de l'eau souterraine, 3) identifier les sources de contaminations décelées, 4) évaluer si une densification de l'échantillonnage apporte des informations utiles pour identifier les sources de contaminants.

Au cours des étés 2019 et 2020, 390 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés dans différents types d'ouvrage de captage (résidentiel, municipaux, forage) et dans différents contextes hydrogéologiques. Près de 50 paramètres géochimiques (anions, nutriments, métaux et sulfures), trois isotopes stables (¹⁵N, ²H, ¹⁸O) 35 pesticides, 15 produits de soins personnels (PP) ainsi que cinq paramètres microbiologiques ont été analysés. L'échantillonnage a été réalisé à l'échelle régionale avec un échantillon tous

les 25 km² et à l'échelle locale sur trois bassins versants expérimentaux, avec un échantillon tous les 5km².

L'analyse des éléments chimiques majeurs (Ca, Cl, Na, SO₄, K, HCO₃) a permis de dégager neuf faciès hydrogéochimiques, dont le type Ca-HCO₃ est le plus récurrent. Ce type d'eau se situe dans les zones de recharges et est lié à la dissolution des carbonates. Les contextes hydrogéologiques, incluant le degré de confinement (libre, semi-captif, captif) et les aquifères dans le roc et les dépôts meubles semblent influencer la qualité de l'eau. Les aquifères à nappe libre renferment majoritairement des eaux moins minéralisées et moins évoluées que les aquifères captifs ou semi-captifs et les aquifères dans le roc des eux plus minéralisés.

Des concentrations en nitrates, en pesticides respectant les normes de potabilité ont été mesurées. Des dépassements de normes ont été mesurés pour les fluorures, le baryum et l'uranium. Des produits pharmaceutiques ont également été détectés. Plusieurs dépassements de critères esthétiques de qualité de l'eau ont été observés, notamment pour le manganèse, fer, le sodium et les chlorures, les matières dissoutes totales, le pH, les sulfures. Les dépassements de normes sont attribués à la nature des formations géologiques en place, aux conditions physicochimiques dans l'aquifère et, à des contaminations possibles par les sels de route, les effluents de fosses septiques, les activités agricoles, ainsi qu' à l'invasion du territoire par l'ancienne mer de Champlain dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. L'analyse des isotopes stables de l'eau montre que la composition isotopique de l'eau souterraine est proche de celle de l'eau de pluie, ce qui indique une eau souterraine plutôt jeune qui n'a subi d'évaporation. L'analyse des 71 échantillons pour les isotopes stables des nitrates montre que échantillons subissent un mélange d'au moins trois sources de nitrates, soit des fertilisants organiques ou effluents de fosses septiques, des fertilisants minéraux, et l'azote du sol. Plusieurs contaminations bactériologiques dépassant les normes de potabilité ont été

observées, plus particulièrement dans les puits se trouvant en condition de nappe libre dans l'aquifère granulaire.

La densification de l'échantillonnage dans les trois bassins versants expérimentaux n'a pas réellement permis d'identifier avec certitude les sources de contaminants quand ceux-ci ont été détectés dans l'eau souterraine comme cela aurait pu être attendu.

Pour caractériser la vulnérabilité de l'eau souterraine sur le territoire, un indice de vulnérabilité hydrogéochimique a été utilisé, il démontre la vulnérabilité élevée de la zone d'étude, et plus particulièrement pour les aquifères du Bouclier canadien. La vulnérabilité semble diminuer avec l'augmentation du confinement des aquifères. Un nouvel indice a été développé pour caractériser l'impact anthropique sur l'eau souterraine, considérant cinq catégories d'impacts : la salinité, les nitrates, la bactériologie, les produits pharmaceutiques et les pesticides. L'indice montre que malgré la vulnérabilité élevée de la zone, les puits sont modérément impactés par les activités en surface.

Mots-clés: Eau souterraine, Géochimie, Bactériologie, Isotopes stables, Qualité de l'eau, Vulnérabilités, Impacts anthropiques, Laurentides

PRÉFACE

L'eau ne couvre pas seulement les trois quarts de la surface de la Terre, elle est également présente presque partout sous la surface du sol, et en mouvement continu, jusqu'à des profondeurs considérables. L'eau souterraine reste un concept abstrait pour une majorité des personnes du fait qu'il ne soit pas possible de la voir directement évoluer sous nos yeux. Bien que son accessibilité indirecte en rende l'étude complexe, sa connaissance est essentielle pour connaître les ressources en eau disponibles (Freeze et Cherry, 1979). L'eau souterraine n'est pas à l'abri des nombreuses sources de contamination découlant des activités humaines qui ont lieu en surface. C'est ainsi que l'importance de l'enjeu que revêt sa protection a grandement augmenté au courant des deux dernières décennies. L'agenda des Nations Unies pour 2030 montre une réelle volonté de protéger cette ressource inestimable à travers son objectif numéro 6 (eau propre et assainissement) : "By 2030, improve water quality by reducing pollution, eliminating dumping and minimizing release of hazardous chemicals and materials, halving the proportion of untreated wastewater and substantially increasing recycling and safe reuse globally" (UNEP, 2016). Cet objectif s'applique tout naturellement aux souterraines qui sont une source d'eau potable conséquente. Au Québec, les projets d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES) financés par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) ont pour but de combler des connaissances régionales encore incomplètes sur les eaux souterraines de la province. À ce jour une grande partie du territoire québécois habité a été caractérisée, les derniers projets se termineront en 2022.

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Problématique générale

L'humain connaît l'importance que revêt le maintien de la qualité de l'eau potable depuis plusieurs décennies. Néanmoins il fait toujours face aux défis que sont sa bonne gestion et sa protection. L'eau souterraine représente 98% des ressources d'eau potable de la planète, ce qui correspondrait à 35,2 millions de km³ (UNESCO, 2002 ; Shilklomanov et Rodda, 2003). De manière générale, l'eau souterraine est depuis toujours une ressource plus fiable, de meilleure qualité et souvent plus accessible pour la population que l'eau de surface, surtout dans les régions où l'eau de surface est rare et en régime irrégulier (Margat et Van der Gun, 2013). L'augmentation de la contamination de l'eau souterraine par diverses sources de contaminant semble généralisée partout dans le monde (WWAP, 2018).

En dépit du fait qu'elle se trouve sous la surface, l'eau souterraine n'est pas à l'abri de la pollution qu'engendrent les activités humaines en surface. Une fois que les contaminants ont atteint la nappe d'eau souterraine, il est d'ailleurs extrêmement coûteux, voire impossible à grande échelle de réhabiliter un aquifère (Gurdak et al., 2007).

L'augmentation de la contamination peut mener à des risques pour la santé publique. La pollution est fortement corrélée au développement des activités économiques, à l'augmentation de la population, ainsi qu'à l'expansion de l'agriculture et de l'industrie. Plusieurs pays d'Europe ont montré, dans des régions où l'activité agricole est forte, des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines supérieures aux normes de potabilité en vigueur (Damania et al., 2019). Aux États-Unis et au Canada, plusieurs études font état d'une contamination bactériologique grandissante dans les puits privés (Hynds et al., 2014). Les contaminants émergents tels que les produits pharmaceutiques et de soins personnels sont également de plus en plus détectés dans les eaux souterraines à travers le monde (Sui et al., 2015 ; Schaidler et al., 2015).

Au Québec, les projets d'acquisition de connaissances sur l'eau souterraine entrepris depuis 2008, les rapports gouvernementaux et autres études ont permis de faire une caractérisation de la qualité de l'eau souterraine de la province et d'en soulever plusieurs enjeux. Parmi les problématiques connues, les plus souvent reportées sont, la présence de nitrates en concentrations supérieures au fond géochimique, de pesticides et de bactéries fécales proches des zones agricoles, une contamination par les sels de routes des aquifères granulaires en condition de nappe libre, la présence de composés pharmaceutiques et de soins personnels dans des régions urbaines et plus éloignées, et enfin la contamination naturelle de l'eau souterraine par la matrice géologique en place (Couture, 1997, Giroux et Sarrasin., 2011 ; Saby et al., 2015 ; Larocque et al., 2015 ; Giroux, 2016 ; Bondu et al., 2019 ; Husk et al., 2019). Caractériser la ressource en eau souterraine, cerner les enjeux sur le territoire et définir la vulnérabilité de l'eau souterraine sont des étapes essentielles pour protéger durablement la ressource.

1.2 Question de recherche, objectifs et hypothèses

Dans la région d'étude qui couvre les Laurentides et la MRC les Moulins (11 500 km²), près de 44% de la population s'approvisionne en eau potable au moyen de puits résidentiels (Larocque et al., 2018). Certaines parties de cette région font l'objet d'une augmentation marquée du développement résidentiel et industriel. Plusieurs types d'activités ont donc le potentiel de contaminer les aquifères et par ce fait l'eau potable des habitants. Dans la zone il y a présence d'activités agricoles, d'activités de villégiature (golf, stations de ski), de carrières et sablières, de dépotoirs et de développement urbain grandissant (Larocque et al., 2019).

Le but de ce projet de maîtrise est d'établir le portrait géochimique de l'eau souterraine pour faire l'analyse de sa qualité et déterminer si celle-ci est impactée par les activités anthropiques sur le territoire. Trois objectifs spécifiques ont été définis : 1) réaliser la caractérisation géochimique de l'eau pour identifier les différents faciès hydrochimiques, 2) identifier les activités humaines pouvant avoir un impact sur la qualité de l'eau souterraine, 3) tracer les sources de contamination.

Plusieurs hypothèses de recherche sous-tendent ces objectifs. La première hypothèse stipule que le fond géochimique influence la chimie de l'eau et que la chimie de l'eau varie depuis la recharge et tout au long de son cheminement dans l'aquifère. La seconde hypothèse spécifique stipule que les activités humaines en surface peuvent contaminer l'eau souterraine et que le degré de confinement et la géologie de l'aquifère influencent les concentrations observées. La troisième hypothèse stipule que les sources de contaminants sont identifiables en combinant plusieurs outils.

CHAPITRE II

ÉTAT DES CONNAISSANCES

Dans ce chapitre le concept d'hydrogéochimie est abordé, une revue des connaissances sur la qualité de l'eau souterraine au Québec et au Canada est présentée et les principaux outils disponibles pour la caractérisation hydrogéochimique sont décrits.

2.1 Hydrogéochimie et compréhension du sens écoulement de l'eau

L'étude des processus qui contrôlent la composition chimique des eaux souterraines constitue la discipline de l'hydrogéochimie (Appelo et Postma, 2004). D'après Gibbs (1970), les trois mécanismes qui interviennent dans la composition des eaux douces peuvent être définis par ordre croissant de matières dissoutes totales (MDT) : les précipitations atmosphériques, la géologie du roc et le processus d'évapo-cristallisation. Les principaux ions dissous qui résultent de ces processus sont les ions sodium (Na^+) et les ions calcium (Ca^{2+}). Ces ions se trouvent être très importants dans la détermination des facies hydrogéochimiques de l'eau souterraine.

L'eau souterraine provient principalement des précipitations et de la fonte de la neige qui s'infiltrent dans le sol formant les systèmes d'écoulement dans les matériaux géologiques sous-jacents. Selon Tòth (1999) trois types d'interactions se distinguent entre les eaux souterraines et leur environnement hydrogéologique (physique, chimique et cinétique). L'eau des précipitations s'infiltré dans le sol selon les

conditions de confinement qui définiront les zones de recharge. Après avoir circulé dans les différentes couches lithologiques, ces eaux se retrouveront dans les zones de résurgences (rivières, lacs, milieux humides, océans) ou seront pompées pour être consommées. La compréhension du sens d'écoulement régional a beaucoup avancé depuis les premiers travaux de Toth (1963), qui a défini les trois types de systèmes d'écoulement en régime permanent (locaux, intermédiaires et régionaux) sous l'influence principale de la topographie (Figure 2.1).

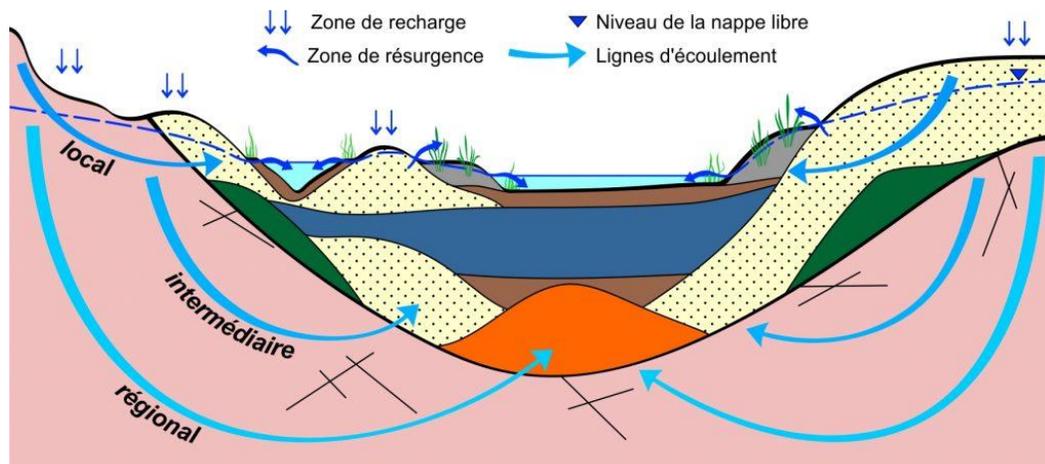


Figure 2.1 Écoulement de l'eau souterraine de la zone de recharge à la zone de résurgence selon plusieurs lignes d'écoulement (vert, orange, jaune, marron représentent les dépôts meubles et le rose le roc) récupéré de (RQES, 2021).

De la zone de recharge à la zone de résurgence, le long des lignes d'écoulements dans la zone saturée, il se produit une augmentation des concentrations des solides totaux dissous et de la plupart des ions selon divers processus géochimiques qui modifient la chimie de l'eau (Freeze et Cherry, 1979). Ce sont Mendenhall et al. (1916) puis Chebotarev (1955) qui furent les premiers à montrer l'évolution chimique de l'eau souterraine avec la distance le long de la ligne d'écoulement à l'échelle régionale.

Chebotarev (1955) , a montré à partir de 10 000 échantillons d'eau souterraine en Australie que l'eau souterraine tend à évoluer chimiquement vers la composition de l'eau de mer. L'évolution que suit normalement l'eau s'accompagne des changements régionaux suivants pour les espèces d'anions dominants :



→ sens d'écoulement et augmentation de l'âge de l'eau.

Cette séquence doit cependant être remise dans le contexte de l'échelle et de la géologie spécifique du site. L'évolution des cations majeurs est contrôlée par des échanges qui entraînent des modifications ou des inversions dans les séquences cationiques. Ainsi l'application de la séquence d'évolution décrite par Chebotarev (1955) pour les anions ne serait pas applicable pour les cations, car elle serait soumise à beaucoup d'exceptions. Il est alors préférable de considérer les processus hydrochimiques spécifiques pour expliquer les concentrations mesurées (Freeze et Cherry, 1979).

Hounslaw (1995) expose en détail les processus chimiques qui influencent spécifiquement les eaux souterraines : 1) les mécanismes contrôlant l'eau de recharge ; 2) les interactions de l'eau avec la matrice minérale traversée par l'écoulement ; 3) les infiltrations secondaires et mélanges avec les eaux de différentes origines. L'interaction de l'eau souterraine avec son environnement minéral est décrite d'abord par Hem (1985) et plus tard par Tóth (1999). Selon la nature géologique du substrat et les conditions d'écoulement, l'eau souterraine va s'enrichir en minéraux dissous. Cette dissolution dépendant de plusieurs facteurs qui sont ; la solubilité des minéraux, les teneurs déjà présentes et les conditions du milieu. Pour rentrer dans le réseau cristallin les molécules d'eau vont se fixer aux ions et sels dissous, l'hydrolyse va rompre les liaisons de la molécule d'eau ce qui permet que les atomes s'associent à d'autres espèces chimiques. Également, des réactions d'oxydo-réduction ont lieu par échange d'électrons d'un

atome à l'autre. Une fois les minéraux dissous dans l'eau, ils vont pouvoir précipiter sous forme d'oxydes (Fe^2O_3) sur lesquels des ions pourront s'adsorber. Les minéraux argileux et la matière organique sont des colloïdes qui possèdent une bonne surface d'adsorption. Des échanges cationiques et des phénomènes de complexation entre un cation qui se lie à un anion vont se produire. Pour les échanges cationiques, l'ion qui présente la charge la plus grande prendra le pas sur celui qui montre une plus petite charge (p.ex., Na^+ versus Ca^{2+}) (Tòth, 1999). Ces différents processus géochimiques qui interviennent confèrent à l'eau une composition qui lui est propre, en fonction de son cheminement dans l'aquifère. Les nombreuses études hydrogéochimiques réalisées à ce jour établissent clairement les liens entre les systèmes d'écoulement, la géologie et la chimie des eaux souterraines, entre autres au Québec (Tòth, 1999 ; Cloutier et al., 2006 ; Moutcoudiol et al., 2014 ; Chaillou et al., 2018).

1. Évaluation de la qualité de l'eau potable

L'analyse des constituants chimiques de l'eau permet d'évaluer sa qualité. Tout au long de son cheminement, l'eau entre en contact avec divers éléments chimiques naturels provenant de la matrice rocheuse (dissolution des minéraux) et d'autres éléments d'origine anthropique par les activités agricoles (p. ex., pesticides, fongicides, herbicides, engrais), industrielles (p.ex., hydrocarbures, métaux lourds, sels déglaçant) ou domestiques (p.ex., rejets de fosses septiques, engrais). Ces contaminations peuvent être ponctuelles, c'est-à-dire reliées à une source localisée ayant une surface limitée (p.ex., fuite d'un réservoir ou d'une fosse septique) ou diffusent qui proviennent de sources multiples réparties sur une grande superficie souvent difficile à repérer géographiquement (p.ex., épandage de fertilisants, pesticides). En se retrouvant en trop

grandes quantités dans l'eau, ces éléments chimiques peuvent entraîner divers problèmes pour la santé environnementale et humaine. C'est à des fins de protection de la santé que les normes et recommandations pour la qualité de l'eau potable ont été mises en place. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a mis en place sous la forme de "*Directives de qualité pour l'eau de boisson*", des normes internationales qui servent de base à l'élaboration de réglementations et de normes dans tous les pays du monde (OMS, 2017). Par la suite, chaque pays, en s'appuyant sur les directives de l'OMS, développe ses propres réglementations et normes adaptées à leur propre situation. Les normes existantes touchent les paramètres physico-chimiques, radiologiques et bactériologiques. De ces paramètres découlent les normes ou recommandations, esthétiques et de santé. Les recommandations d'ordre esthétique (OE) visent les paramètres comme ; le goût, l'odeur et la couleur, susceptibles d'avoir une influence sur l'acceptance de la potabilité par le consommateur, tandis que les recommandations pour la santé sont des seuils chimiques que l'eau ne doit pas dépasser afin d'éviter des risques pour la santé humaine (Santé Canada, 2017). Ces dernières recommandations sont appelées « concentrations maximales acceptables (CMA) ».

Il est important de faire la distinction entre la qualité naturelle des eaux, appelée également fond géochimique, et la qualité de l'eau découlant d'un l'impact anthropique. La première correspond à la composition chimique de l'eau sans l'influence des activités humaines, seulement reliées à la dissolution des éléments chimiques provenant de la géologie en place, néanmoins celle-ci est de plus en plus difficile à mesurer étant donné l'omniprésence humaine dans l'environnement (Hem, 1985). La seconde comprend l'influence que les activités humaines peuvent engendrer sur la composition chimique de l'eau (dépassements des normes de potabilités). Le concept de vulnérabilité d'un aquifère est défini comme sa sensibilité à être affecté par une pression (ou une charge) de contamination apportée à la surface du sol (Foster et al., 2013). À des fins de prévention et de protection, les études de vulnérabilité sont des outils puissants pour estimer si un aquifère est susceptible de se faire contaminer et

ainsi aider les acteurs de l'eau et de l'environnement à localiser les zones à risque pour mettre en place des plans de protection efficaces visant à réduire la contamination des nappes d'eau souterraine (Vrba et Zaporozec, 1994 ; Foster et al., 2013). Avoir la connaissance de ces zones est cruciale pour protéger la ressource au mieux à l'échelle régionale et locale.

2.3 Qualité de l'eau souterraine au Québec

Les paramètres chimiques qui peuvent entraîner des problématiques pour la santé humaine. Les contaminants les plus communs sont ; les chlorures, les fluorures, l'arsenic, les nitrates, le fer, le manganèse, le plomb, les sulfures, le sodium, la dureté (calcium et magnésium), les matières dissoutes et le pH. Des concentrations élevées pour ces éléments peuvent avoir une origine naturelle (géologie) ou anthropique (engrais, sels de route, effluents de fosses septiques, sites d'enfouissements). Par exemple, Banks et al. (1992b) ont démontré que la composition des eaux variait de manière importante selon le type de roche dans lequel elle était extraite, et même au sein de roches ignées et métamorphiques de composition similaires. Diverses problématiques de contamination dues notamment à la géologie ont été observées dans plusieurs régions du Québec, menant parfois à des dépassements de normes de potabilité. (Pelletier et al., 1985 ; Cloutier, 2004 ; Walter, 2010 ; Montcouldiol, 2015 ; Baudry, 2013 ; Bondu et al., 2020 ; Colléau, 2020).

Les contaminations microbiologiques de l'eau souterraine dans les zones urbaines et rurales ont été documentées partout dans le monde. Les causes de ces contaminations sont expliquées à plusieurs échelles, soit à une échelle régionale par la vulnérabilité des nappes libres, et à une échelle plus locale par la profondeur du puits (type de puits), la hauteur de la margelle, l'étanchéité du puits, la proximité et la conformité des fosses septiques et des champs d'épuration, l'entretien du puits, les activités aux alentours de la zone de captage, etc. Plusieurs rapports et études au Québec font état de

contamination bactériologique, notamment les bactéries atypiques, les coliformes fécaux dont les bactéries *E. Coli* et les bactéries entérocoques (Roy et al., 2004 ; Hynds et al., 2014 ; Larocque et al., 2015 ; Proulx, 2018). La présence dans l'eau des bactéries comme *E. Coli*, et des bactéries entérocoques est un excellent indicateur de contamination fécale pouvant provenir de l'homme ou des animaux. Néanmoins, ces bactéries puissent être liées à différentes sources, soit l'agriculture à travers des lisiers d'épandage, aux eaux usées municipales ou aux systèmes privés de traitement des eaux usées, ou à une contamination ponctuelle sur le terrain où se trouve le puits. Ceci complique le travail pour en déterminer avec certitude la source.

La contamination de l'eau souterraine par des contaminants organiques comme les pesticides et les produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP) est mise en évidence dans de nombreuses études à travers le monde (US EPA, 1993 ; Lapworth et al., 2012 ; Jurado et al., 2012 ; Ghoshdastidar, 2015 ; Lopez et al., 2015). Du fait qu'ils sont mesurés en faibles concentrations dans l'eau souterraine et que leurs coûts d'analyse sont assez élevés, ces composés sont rarement considérés dans les éléments chimiques à mesurer lors des études régionales. Les pesticides et les PPSP sont tous deux associés à la fois aux environnements urbain et rural. Les pesticides peuvent provenir des activités agricoles, mais également des eaux usées municipales ou résidentielles. Cependant, les zones rurales se trouvent être plus vulnérables à la contamination par les pesticides en raison des activités agricoles qui y sont concentrées (Sultana et al., 2018). Différents produits pharmaceutiques et de soins personnels sont détectés dans l'eau souterraine, entre autres les antidépresseurs, les antidouleurs, les contraceptifs et les stimulants. Ceux-ci tout comme les pesticides sont associés à l'agriculture et aux effluents de fosses septiques (Schaidler et al., 2015 ; Prosser et Sibley, 2015 ; Aydlin, 2019).

Au Québec, la présence de ces types de contaminants a également été rapportée depuis quelques années, Giroux (2004) et Giroux (2015) montrent la présence de pesticides

dans l'eau de surface et dans des puits privés situés proches de différents types de cultures. Plus récemment les études de Saby et al. (2015) et Husk et al. (2019), apportent la preuve de la présence en quantité trace de produits pharmaceutiques et de soins personnels dans les eaux souterraines de petites régions rurales éloignées dans lesquelles on retrouve aussi des activités agricoles. Cependant l'étude de Saby et al. (2015) n'a pas été en mesure d'établir de liens de cause à effet à l'échelle régionale entre les contaminants organiques et l'activité anthropique en surface. Les hypothèses avancées pour expliquer ceci est un nombre insuffisant de points d'échantillonnages à l'échelle locale pour établir des liens de cause à effet, ainsi que des lacunes dans la compréhension du comportement de ces contaminants dans la matrice du sol et de l'eau.

La contamination par les nitrates de l'eau souterraine est un phénomène grandissant non seulement au Québec, mais partout dans le monde. Les nitrates sont le contaminant le plus omniprésent dans les eaux souterraines. Ce contaminant a été beaucoup étudié au Québec, il est fréquemment retrouvé dans l'eau souterraine, mais à de faibles concentrations (Giroux, 2004 ; Giroux et Sarrasin, 2011 ; Meyzonnat et al., 2016). Les nitrates sont présents naturellement en faibles concentrations dans l'eau souterraine, mais les activités humaines et plus particulièrement l'agriculture intensive par l'ajout d'engrais minéraux ou organiques qui se retrouvent par lessivage rejetés dans l'environnement peut augmenter les concentrations (Kendall, 1998 ; Giroux et Sarrasin, 2011 ; Koh et al., 2012). L'étude de Sebilo et al. (2003) menée en France a montré que les nitrates présents dans l'eau souterraine proviennent en fait des activités agricoles passées (30 ans). Au Québec, les plus grandes concentrations sont retrouvées dans les régions agricoles ou l'agriculture est la plus intensive. Dans la région de Portneuf, un échantillonnage mené sur des zones à haut risque a montré la présence de nitrates à un niveau supérieur à 3 mg NO₃-N/L dans 55% des puits et supérieurs à 10 mg NO₃-N/L dans 5% des puits (Chartrand et al., 1999). D'autres études ont montré la présence des nitrates dans d'autres régions rurales du Québec notamment dans le Bas-Saint-Laurent (Laferrière, 1988), en Montérégie (Paré et al., 1978 ; Mercier et Gaudreau, 2000,

Larocque et al., 2010), en Outaouais ;(Comeau et al., 2013), et dans le Centre-du-Québec (Mezzonnat et al., 2016).

2.2 Les outils de caractérisation hydrogéochimique

2.2.1 Chimie de l'eau

L'étude de la chimie générale de l'eau peut être vue comme le premier outil de caractérisation de sa qualité et de son origine. Les composés dissous dans l'eau apportent des indices sur son histoire géologique, les formations qu'elle traverse et son origine à travers le cycle hydrologique. L'eau est un excellent solvant pour beaucoup de sels et quelques types de matières organiques. Par les interactions biochimiques entre les eaux souterraines, les matériaux géologiques traversés et les échanges avec l'atmosphère et les matériaux en surface, l'eau contient une multitude d'éléments inorganiques dissous dans des concentrations variées. En quelque sorte, l'eau souterraine est comme une solution d'électrolytes, car tous les éléments mineurs et majeurs se retrouvent dissous sous forme ionique (Freeze et Cherry, 1979). La concentration totale des ions majeurs (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-}) représente 90% du total des éléments solides dissous. Les concentrations de ces éléments inorganiques majeurs, mineurs et traces sont contrôlés par la disponibilité de dans les matrices que l'eau traverse, par les contraintes géochimiques (solubilité et adsorption), par les taux (cinétiques) des processus géochimiques et enfin par la séquence par laquelle l'eau a été en contact avec les minéraux le long de son chemin d'écoulement (Clark et Fritz, 1997). C'est donc à partir de la chimie que l'on peut définir le type d'eau, un élément d'information essentiel qui renseigne sur la nature de l'eau, et peut aussi indiquer si elle est soumise à une contamination.

Près de 99% du carbone présent sur Terre se trouve dans les minéraux carbonés dont les deux principaux sont la calcite (CaCO_3) et la dolomite $\text{CaMg}(\text{CO}_3)$. Les eaux souterraines qui traversent des terrains sédimentaires ou des régions métamorphisées et ignées sont en contact au moins pendant une partie de leur écoulement avec des minéraux carbonatés (Sigg et al., 1992). Par exemple, le type d'eau Ca-HCO_3 est généralement attribué à la dissolution des carbonates. Il est révélateur d'une eau jeune est souvent peu minéralisée. Le type Na-HCO_3 est quant à lui indicateur d'une eau plus ancienne et plus minéralisée ayant subi des réactions telles que les échanges cationiques Ca-Na modifiant le niveau de saturation de l'eau par rapport aux minéraux carbonatés. Cloutier et al. (2009) ont montré pour les systèmes d'aquifère des roches sédimentaires paléozoïques des Basses-Laurentides que le type d'eau Ca-HCO_3 provenant de la dissolution des carbonates se retrouvait majoritairement dans les zones de recharges. En évoluant le long de sa voie d'écoulement vers des conditions confinées, l'eau souterraine évolue ensuite vers un type d'eau Na-HCO_3 .

2.2.2 Analyse multivariée

Pour aider aux traitements et à l'interprétation des données il existe une multitude d'outils, on peut citer les méthodes graphiques comme les diagrammes de Piper (1994), de Stiff (1951), Durov (1948) ou de Scholler (1955), qui se basent sur les proportions en ions majeurs pour identifier les facies hydrogéochimiques. Ces graphiques permettent de décrire visuellement les différences dans la chimie des ions majeurs des systèmes d'écoulement des eaux souterraines. Cloutier et al. (2006), ont utilisés les ions majeurs pour déterminer les faciès hydrogéochimiques dans leur étude sur le système aquifère des roches sédimentaires paléozoïques des Basses-Laurentides et Montcoudiol (2015) dans la région de l'Outaouais. Les ions majeurs les plus couramment utilisés pour déterminer les types d'eaux sont les cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ ainsi que les anions HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} .

Les méthodes statistiques quant à elles, permettent de regrouper les échantillons en fonction de leurs caractéristiques chimiques pour en faciliter l'interprétation. Riggs (1968) fut l'un des premiers à répertorier les méthodes statistiques multivariées utiles dans le traitement des données hydrologiques. Le développement de ces outils pour qu'ils puissent être appliqués à des études hydrogéochimiques régionales a été poursuivi par Davis (1986) ainsi que Güler et al. (2002). La combinaison du traitement statistique qui comprend une classification ascendante hiérarchique (CAH) et l'analyse en composante principale (ACP) fait partie des plus couramment utilisées dans différents contextes notamment au Québec (Cloutier, 2004 ; Cloutier et al., 2006 ; Blanchette et al., 2010 ; Montcoudiol et al., 2014 ; Ghesquière et al., 2015 ; Beaudry et al., 2018).

2.2.3 Traceurs isotopiques

Les isotopes environnementaux comme ceux de l'hydrogène (H), l'oxygène (O), carbone (C) ou encore l'azote (N) sont des traceurs naturels couramment utilisés en hydrogéologie, car d'une grande utilité pour l'étude du cycle hydrologique et des écoulements subsurface. Dans un échantillon prélevé, la contribution des isotopes est exprimée en un rapport nommé δ , ceci est défini comme la variation de la composition isotopique exprimée en pour mille, qui correspond à la variation relative d'un rapport isotopique entre un échantillon et un matériau de référence. Le rapport isotopique R est défini comme le rapport de l'isotope lourd sur l'isotope léger.

$$R = \frac{\text{isotope lourd}}{\text{isotope léger}} \text{ (eq. 2.1)}$$

Tracer les eaux souterraines en utilisant les isotopes naturels offre la possibilité de connaître l'origine de l'eau, son déplacement et l'origine des contaminants. Cette approche permet également de procéder à une évaluation quantitative des mélanges et enfin de montrer des processus physiques tels que l'évaporation et la condensation qui entraînent un fractionnement isotopique (IAEA, 2006). Le fractionnement isotopique

est un phénomène qui modifie la composition isotopique d'un élément dans un certain composé par le passage de ce composé d'un état physique ou d'une composition chimique à un autre. Ce phénomène induit par une réaction ou un processus favorisant un des isotopes stables d'un élément conduira dans le cas où l'isotope lourd est favorisé à un enrichissement du produit de la réaction et à un appauvrissement du produit résiduel. Le fractionnement isotopique α correspond au rapport de R entre le produit et le réactif.

$$\alpha = \frac{R_{\text{réactif}}}{R_{\text{produit}}} \text{ (eq.2.2)}$$

Trois processus de fractionnement liés à la masse sont notés, à savoir le fractionnement *thermodynamique* (dans les systèmes à l'équilibre physique ou chimique), *cinétique* (dans les réactions (bio) chimiques à sens unique et le *fractionnement au cours du transport* par diffusion. Dans le cycle hydrologique, la variation de la composition isotopique dépend en premier lieu du fractionnement accompagnant les changements de phase et les processus de transport dans le cycle. Le cas particulier du phénomène de fractionnement, indépendant de la masse qui affecte ^{17}O et ^{16}O de l'oxygène atmosphérique est dû à la collision des gaz atmosphériques avec les particules cosmiques et aux réactions photochimiques dans l'atmosphère (IAEA, 2006). Cloutier et al. (2006) utilisent les isotopes radioactifs du tritium (^3H) et du carbone (^{14}C) pour la datation des eaux (jeunes et anciennes) dans les aquifères de roc fracturés des Basses-Laurentides dans le but de mieux comprendre l'écoulement régional. D'autres travaux ont permis d'identifier d'anciennes intrusions marines, ou encore de caractériser la recharge et les mécanismes géochimiques généraux (Kazemi et al., 2006 ; Han et al., 2011). Pinti et al. (2010) ont utilisés les isotopes des gaz nobles (p. ex., argon, hélium, radon) pour dater les eaux, et distinguer les différentes masses d'eau dans un même aquifère.

Isotopes stables de l'eau

Les isotopes stables de l'oxygène les plus abondants sont ^{16}O (99,7%) et ^{18}O (0,2%) et pour l'hydrogène, ce sont ^1H , ^2H (deutérium)(Clark et Fritz, 1997). Ces constituants de la molécule d'eau sont largement utilisés en hydrogéochemie depuis les travaux pionniers de Craig (1961). Ces isotopes environnementaux offrent un large champ d'application dans l'étude des eaux souterraines ; en traçant l'origine de l'eau et le mode de recharge grâce à leur empreinte unique lors de l'entrée dans le bassin-versant. Le rapport isotopique R correspond à la proportion entre l'isotope lourd (rare) et l'isotope léger (abondant). Les mesures sont exprimées par la composition isotopique (δ exprimée en ‰), normalisée à un standard international. La formule générale est représentée par l'équation 2.3.

$$\delta x = \left(\frac{R_m}{R_n} - 1 \right) * 1000 \text{ (eq.2.3)}$$

Où x représente un isotope stable, R présente le rapport isotope lourd sur l'isotope léger, m signifie échantillon et n signifie le standard.

Dans le cas des isotopes stables de l'eau la composition isotopique est normalisée avec le standard international, le *Vienna Standard Mean Ocean Water* (V-SMOW) . La mise en graphique des compositions en $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des précipitations atmosphériques va former une droite appelée « droite des eaux météoriques » (DEM), la pente de la droite et la localisation de l'échantillon sont en lien direct avec la température, la latitude et l'altitude de recharge de l'eau. La première droite météorique a été publiée par Craig (1961) sous la forme de la relation linéaire suivante :

$$\delta\text{D} = 8 * \delta^{18}\text{O} + d \text{ (eq. 2.4)}$$

Où d l'ordonnée à l'origine, est l'excès en deutérium et, est égale à 10 pour mille. La pente de la droite est égale à 8.

Localement, l'analyse de l'eau de pluie permet d'obtenir la droite des eaux météoriques locale (LMWL). Elle va permettre de comprendre le système d'écoulement local. La comparaison de la composition isotopique des précipitations à celle des eaux souterraines permet de déterminer la provenance et la dynamique des eaux dans l'aquifère. Ainsi grâce à leur étude, il sera possible de reconstituer les processus d'évolution et de mélange d'eaux souterraines (IAEA, 2008).

Isotopes stables des nitrates

La composition isotopique du ^{18}O et ^{15}N des nitrates mesuré est comparée aux valeurs standards :

$$\delta^{15}\text{N} = \left[\frac{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{échantillon}}}{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{air}}} - 1 \right] * 10^3 \text{ (eq.2.5)}$$

$$\delta^{18}\text{O} = \left[\frac{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}}\right)_{\text{échantillon}}}{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}}\right)_{\text{SMOW}}} - 1 \right] * 10^3 \text{ (eq.2.5)}$$

Où les standards internationaux $\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{air}}$ et $\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}}\right)_{\text{SMOW}}$ sont les rapports isotopiques ^{15}N sur le ^{14}N de l'air et du ^{18}O sur le ^{16}O de la moyenne normalisée de l'eau océanique (SMOW). L'utilisation des signatures isotopiques en $\delta^{15}\text{N}$ et en $\delta^{18}\text{O}$ des échantillons permet de tracer les sources de nitrates (naturelles ou anthropiques) et les sources de contaminants azotés dans les eaux souterraines ainsi que de caractériser les processus (p. ex., fertilisants organiques/inorganiques, matière organique du sol, intrusion marine) (Widory et al., 2003 ; Kendall et al., 2008 ; Savard et al., 2009). Les compositions isotopiques de chaque échantillon sont comparées aux compositions isotopiques des sources établies dans la littérature (Kendall et al., 1998 ; Koh et al.,

2012). La combinaison des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ permet d'identifier le nitrate atmosphérique en raison d'un rapport $\delta^{18}\text{O}$ élevé et d'un rapport entre -4 et -10 ‰ pour $\delta^{15}\text{N}$ (figure 2.2). Cette information peut permettre de faire la distinction entre le produit de la nitrification dans le sol d'un fertilisant de synthèse et de lisier. Pour que cette méthode de traçage isotopique soit utile, il est cependant important de considérer les processus naturels ayant lieu dans les sols, comme par exemple la dénitrification qui peut être hétérotrophe ou autotrophe, et qui entraîne la réduction de NO_3^- en N_2O et finalement en N_2 dans des conditions réductrices (Rivett et al., 2008). L'effet de la dénitrification se manifeste par un enrichissement simultané des rapports isotopiques de l'azote et de l'oxygène dans les proportions caractéristiques de 2 :1. Lorsqu'elle est hétérotrophe, cela est dû en partie au fractionnement fait par les microorganismes qui transforment préférentiellement les molécules les plus légères. Ce changement s'accompagne d'une baisse de la concentration en NO_3^- , ces deux conséquences peuvent venir fausser l'interprétation des sources de nitrates ou sous-estimer l'importance de la contamination (Kellmann, 2005 ; Kendall et al., 2008 ; Loo et al., 2012). La seule utilisation des isotopes stables des nitrates ayant ses limitations, d'autres traceurs peuvent être utilisés, par exemple d'isotope stable du bore ^{11}B , car celui-ci migre avec l'azote sans être affecté par les processus biogéochimiques. Les rapports isotopiques du bore permettent de faire la distinction entre les eaux usées provenant de fosses septiques, les fertilisants organiques à base d'ammonium ou d'urée, les engrais de ferme et les fertilisants phosphatés (Komor, 1997 ; Widory et al., 2004).

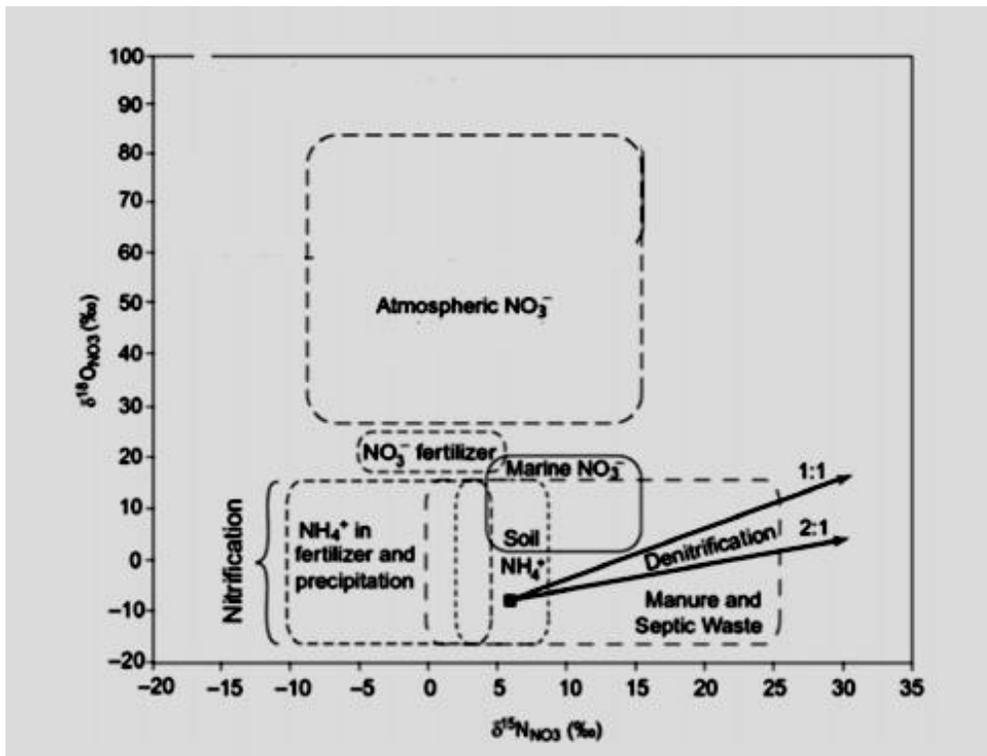


Figure 2.2 Gammes des différentes sources de nitrates (Kendall et al., 1998)

CHAPIRE III

ZONE D'ÉTUDE

Dans ce chapitre la zone d'étude est décrite. Premièrement, la localisation et la physiographie de la région sont exposées, suivies du contexte géologique et de l'hydrographie et de l'occupation du territoire. Une description détaillée des trois sous-bassins versants expérimentaux est ensuite présentée.

3.1 Localisation et physiographie

Le territoire à l'étude se situe en grande partie dans les régions administratives des Laurentides et de Lanaudière, au nord-ouest de Montréal, entre le 46^e et 47^e parallèle. Le territoire touche les Municipalités régionales de comté (MRC) d'Argenteuil, d'Antoine-Labelle, de la Rivière-du-Nord, des Laurentides, des Pays-d'en-Haut et les Moulins, qui participent au projet PACES Laurentides-Les Moulins (Figure 2.1). Sur le territoire on retrouve quatre organismes de bassin-versant (OBV) partenaires du PACES Laurentides-Les Moulins : Abrinord, COBALI, RPND et COBAMIL. La superficie de la zone est de 11 050 km² sans la zone AFSOQ qui représente 1500 km².

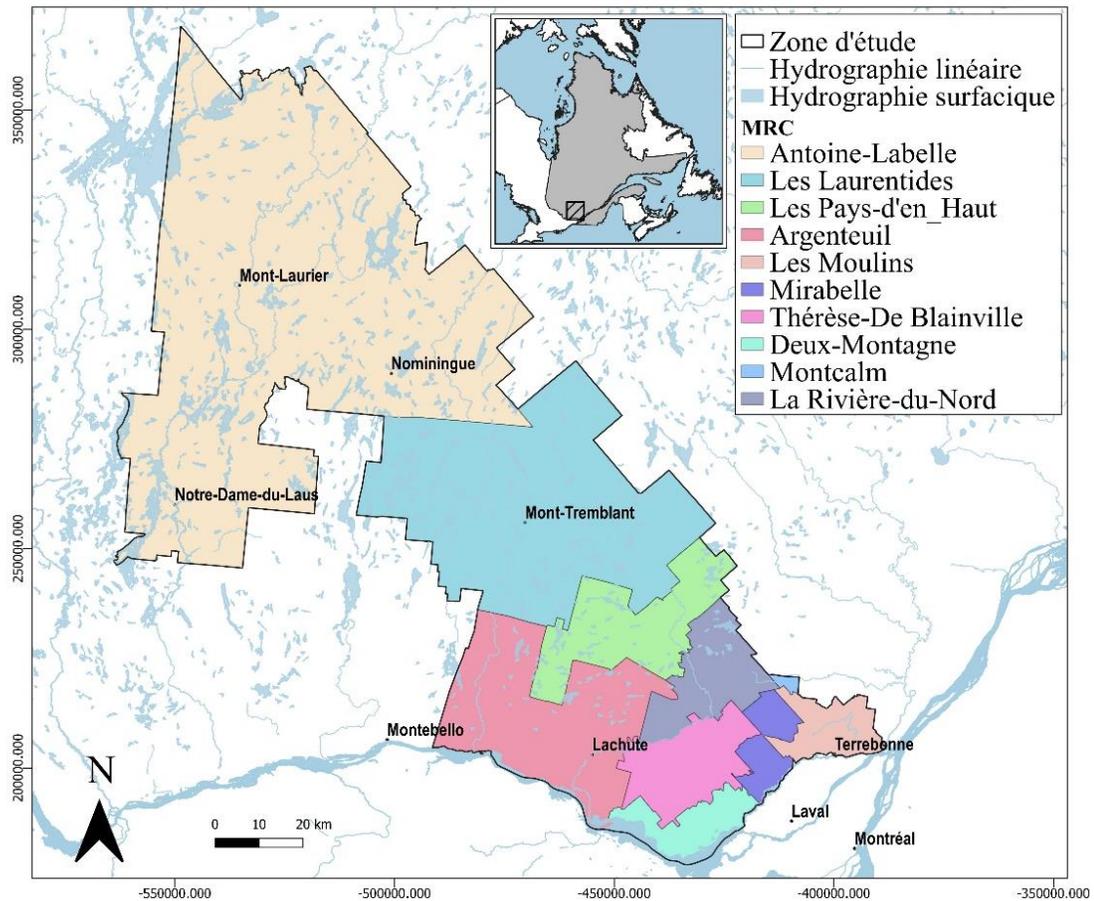


Figure 3.1 Localisation de la zone d'étude et des MRC d'après MRNF (2005).

Sur la zone d'étude se trouvent deux provinces géologiques, au nord le Bouclier canadien (cf. section suivante) avec une topographie irrégulière marquée de hauts sommets et de vallées (Figure 3.2). L'altitude maximale est de 919 m sur le Mont-Tremblant. Au sud se trouve la Plateforme du Saint-Laurent, qui est caractérisée par un relief plutôt plat et de basses altitudes, l'altitude maximale est 254 m.

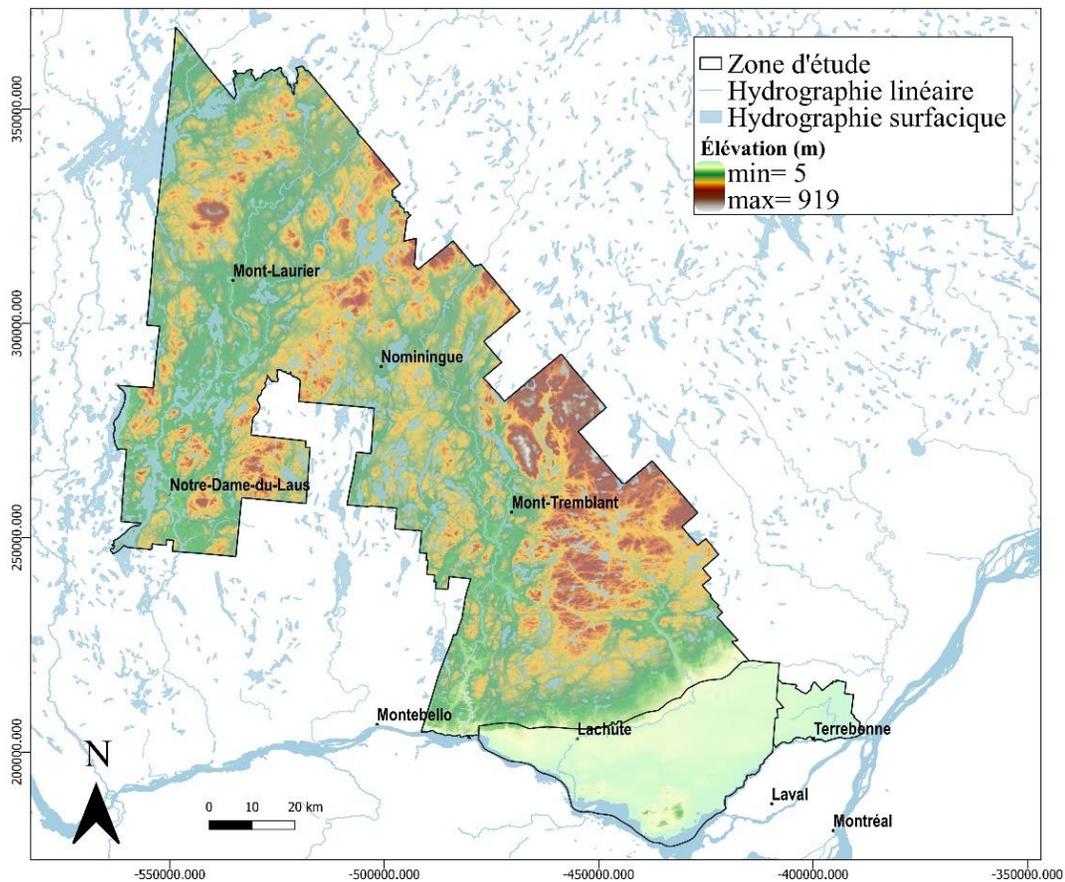


Figure 3.2 Topographie de la zone d'étude MERN (2016).

3.2 Contexte géologique

3.2.1 Géologie du socle rocheux

La zone d'étude est couverte par deux provinces géologiques. Le Grenville la plus récente province du Bouclier canadien et la Plateforme des Basses-Terres du Saint-Laurent (Figure 2.3). Les failles normales de la Chute et de New Glasgow séparent les deux provinces. Les roches du Grenville se sont formées lors de la dernière orogénèse du Bouclier canadien qui a eu lieu entre 1090 Ma et 980 Ma (Rivers, 2008). Une chaîne de montagnes composée de roches ignées intrusives et de roches sédimentaires de

grades métamorphiques faibles à élever s'est créée après la collision entre Laurentia et Amazonia (Windley, 1986). L'érosion de cette chaîne de montagnes a donné naissance à la Province de Grenville actuelle.

Au nord de la zone, on distingue trois grandes suites géologiques, la suite supracrustale de l'Ascension composée de paragneiss, la suite supracrustale du Sourd composé de marbres, orthogneiss granitoïde et des coulées basaltiques. Également au nord de Mont-Laurier se trouvent quelques affleurements du granite de Lanthier. Les gneiss charnockitiques sont présents près de l'Ascension et s'étendent jusqu'au sud de Grenville-sur-la-Rouge. Au centre est de la zone se trouve la suite d'intrusives du Chevreuil à syénites, qui reflète les traces d'intrusion d'un magma très différencié. Également au centre, les anorthosites forment le Mont-Tremblant entouré des granitoïdes à orthopyroxènes (Corriveau, L., 2013).

La plateforme des Basses-Terres du Saint-Laurent au sud de la zone d'étude se trouve le long de la rivière Outaouais. Elle est caractérisée par un relief assez plat, dû à son substratum rocheux d'origine sédimentaire et non déformé ainsi qu'à l'importante couche d'argile déposée par la mer de Champlain après le dernier retrait glaciaire. Néanmoins quelques éléments viennent perturber le relief plat, tels que les collines d'oka (associées en partie aux intrusions montréalaises) et les roches du Groupe de Beekmantown qui s'élèvent légèrement au-dessus de la surface. L'ouest de la Plateforme près de la MRC Les Moulins, sont présent des calcaires du Groupe de Chazy, les shales d'Utica et les shales gris du groupe de Lorraine datant de l'Ordovicien moyen (470-458 Ma) (Globensky, 1987).

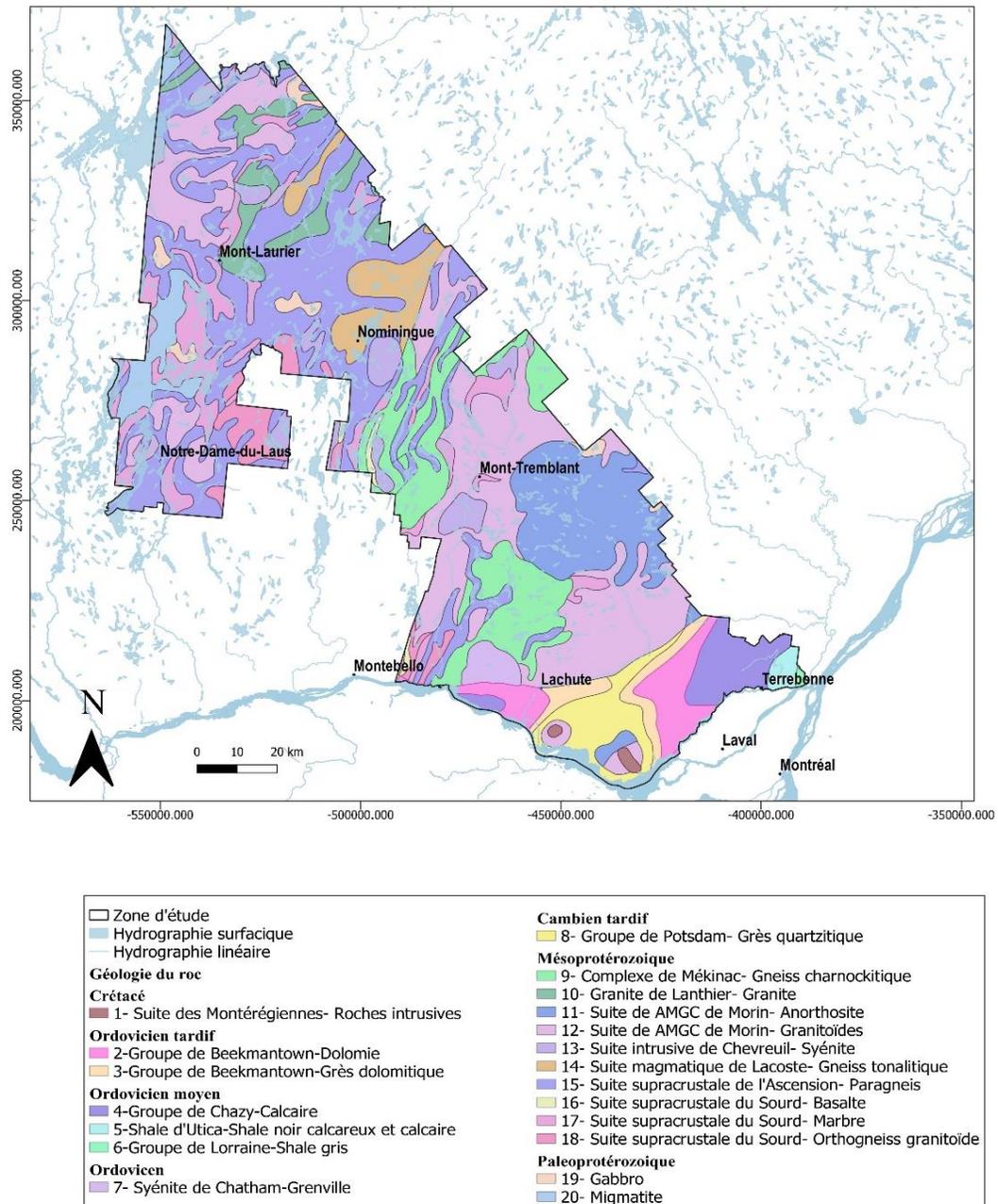


Figure 3.3 Géologie du roc, d'après MERN (2019)

3.2.2 Géologie du quaternaire

Des travaux récents ont permis de mettre à jour la cartographie des formations superficielles de la région des Laurentides et Lanaudière (Randour et al., 2020). Les affleurements rocheux sont principalement retrouvés dans le Bouclier canadien au niveau des hautes topographies comme le Mont-Tremblant, mais on retrouve aussi quelques affleurements au niveau des Collines Montérégiennes dans les Basses-Terres du Saint-Laurent (Figure 3.4). Le roc couvre 6% des formations superficielles. Les dépôts se trouvant sur la zone d'étude ont été mis en place lors de la dernière glaciation.

Le till mince recouvre la majorité du Bouclier (T_m ; 34 %), suivi du till continu (T_c ; 24%) à matrice silto- sableuse à silto-argileuse qui peut atteindre la dizaine de mètres. Deux faciès de till sont présents sur la zone d'étude ; un till de fond mis en place lorsque le glacier était à son maximum et un till d'ablation mis en place lors de la fonte de l'inlandsis.

Les sédiments fluvioglaciaires représentent 6,5% des dépôts de la zone d'étude. Les dépôts d'épandages proglaciaires subaériens (G_o), constitués de graviers, cailloux et blocs arrondis jointifs, ils sont situés au niveau des vallées dont l'altitude est supérieure à celle de la mer de Champlain. Les sédiments d'épandage proglaciaire subaquatique (G_s) se trouvent dans un lac proglaciaire, ils ont été transportés dans des tunnels sous ou infraglaciaires. Ils constituent des sables et sables graveleux stratifiés. Les sédiments de la Moraine de Saint-Narcisse (G_xT) constituent principalement un diamicton à matrice sableuse.

Les sédiments glaciolacustres constituent 3,55% des dépôts de la zone d'étude. Ils se sont mis en place lors de la dernière déglaciation, au moment où plusieurs lacs proglaciaires se formaient dû au blocage que pouvait faire le glacier, les sédiments ou la topographie. Les sédiments littoraux/pré littoraux (L_{Gb}), composés de sable fin à gravier se trouvent le long des rivières. Les sédiments deltaïques/pro deltaïques (L_{Gd}),

composés de sable fin à gravier sont retrouvés notamment près de la Moraine de Saint-Narcisse et présents par est d'autre de la vallée de la rivière du Lièvre. Les sédiments fins d'eau profonde (LGa), se trouvent au fond des rivières et sont constitués de silt et d'argile.

L'inlandsis laurentien recouvrait la totalité du Québec. Sous l'effet de son poids, lors de son retrait, la croûte s'était enfoncée et se trouvait sous le niveau de la mer. La dépression créée a permis à l'eau marine salée de s'infiltrer dans la vallée du Saint-Laurent et dans celles du Bouclier canadien, sous une limite de 256 m, formant la mer de Champlain. Les sédiments glaciomarins profonds (MGa : 4,6%), composés d'argile et de silt, les sédiments deltaïques (MGd ; 2%) composés de sable et gravier bien stratifiés et triés, et, enfin les sédiments littoraux et pré-littoraux (MGb ; 3,4%) qui est composé de sable et gravier est présent principalement dans les Basses-Terres du Saint-Laurent.

Après l'épisode de la mer de Champlain, des sédiments lacustres ce sont en place dans le lac Lampsilis formé de l'eau de fonte de l'inlandsis. Dans la vallée du Saint-Laurent en basse altitude on retrouve des sédiments deltaïques (Ld ; <1%) et des sédiments littoraux (Lb, 1.3%).

Les alluvions actuelles (Ap ; <1%) constitués de sable, sable graveleux et gravier sont retrouvés en bordure du fleuve Saint-Laurent. Les Alluvions de terrasses fluviales (At ; <1%) son composé de sable-silteux et de gravier. Ils sont localisés dans les rivières Rouge, Assomption, du Nord, Mascouche, et témoignent d'un abaissement du niveau du cours d'eau. Les alluvions anciennes (Ax ; 2,6%), leur granulométrie varie entre le sable fin et le sable grossier. Ces sédiments ont été déposés dans d'anciens méandres et chenaux du proto Saint-Laurent.

Les sédiments éoliens représentent moins de 1%, ils sont composés de sable fin et se trouvent sur les deltas marins dans les Basses-Terres du Saint-Laurent.

Les Dépôts de versants moins de 1% sont principalement des silts et argiles de la mer de Champlain remaniés. Ils sont localisés uniquement dans certaines rivières s'écoulant dans les argiles marines dans les Basses-Terres du Saint-Laurent.

Les sédiments organiques (3,4%) se trouvent dans les zones mal drainées. L'épaisseur de ces dépôts est supérieure à 30m.

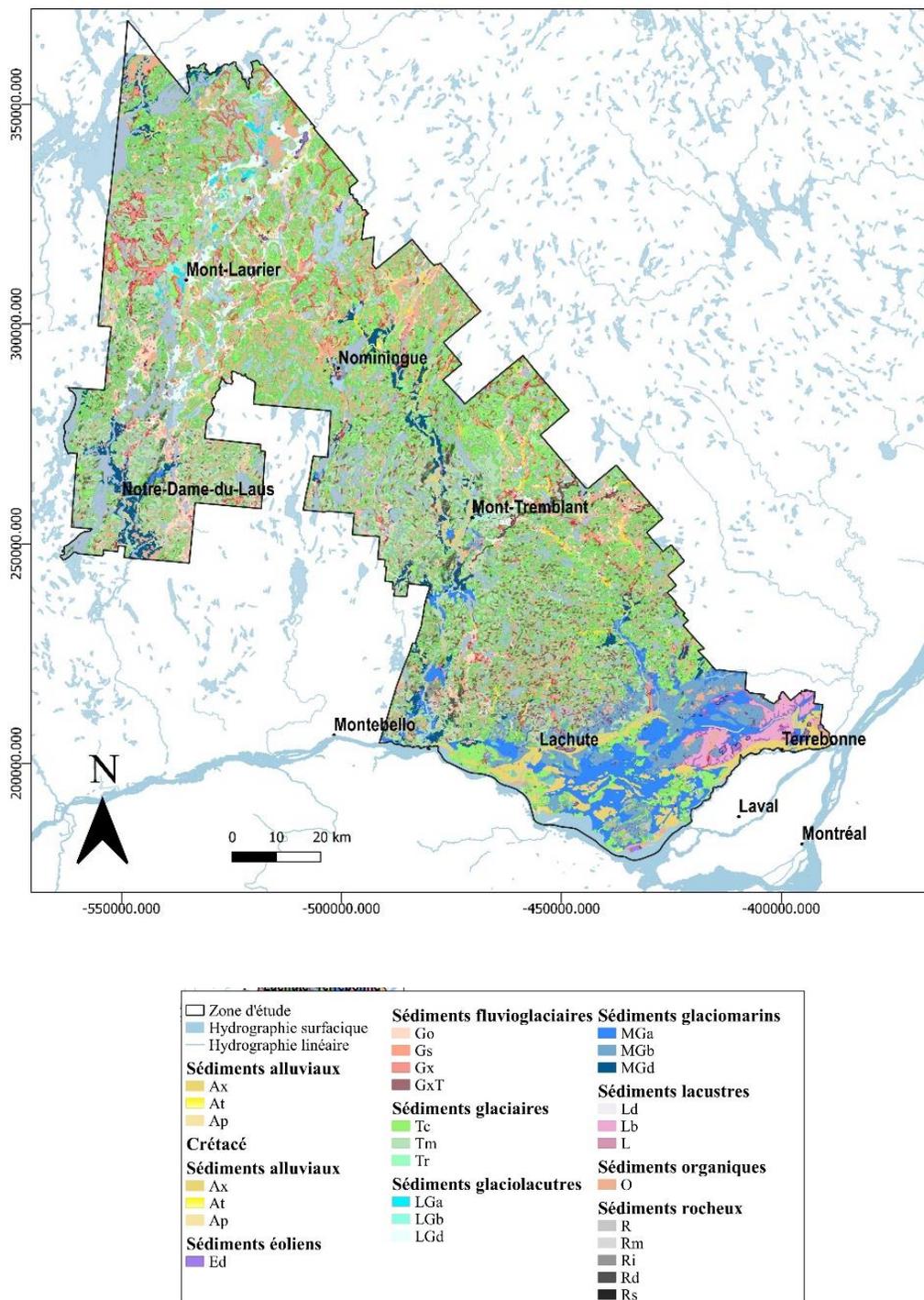


Figure 3.4 Géologie du Quaternaire d'après MERN (2020b)

3.3 Hydrographie et contexte hydrogéologique

Dans la zone d'étude, les principaux bassins versants d'importance (ceux qui ont la plus grande superficie) sont ceux de la rivière du Lièvre, de la rivière Rouge, de la rivière du Nord, Mascouche, Petite-Nation et du Chêne (Figure 3.1). Les trois principales rivières sont la rivière du Lièvre au nord de la zone, la rivière Rouge au centre et la rivière du Nord plus au sud. Le sens d'écoulement général des rivières se fait du nord-ouest vers le sud-est, donc vers la rivière Outaouais. Pour ce qui est de l'écoulement local, il se fait des sommets vers les vallées, avec un écoulement amont aval lent pour les rivières dû au faible dénivelé. Beaucoup de lac et rivière sont présents dans le Bouclier ce qui est moins le cas pour les Basses-Terres du Saint-Laurent.

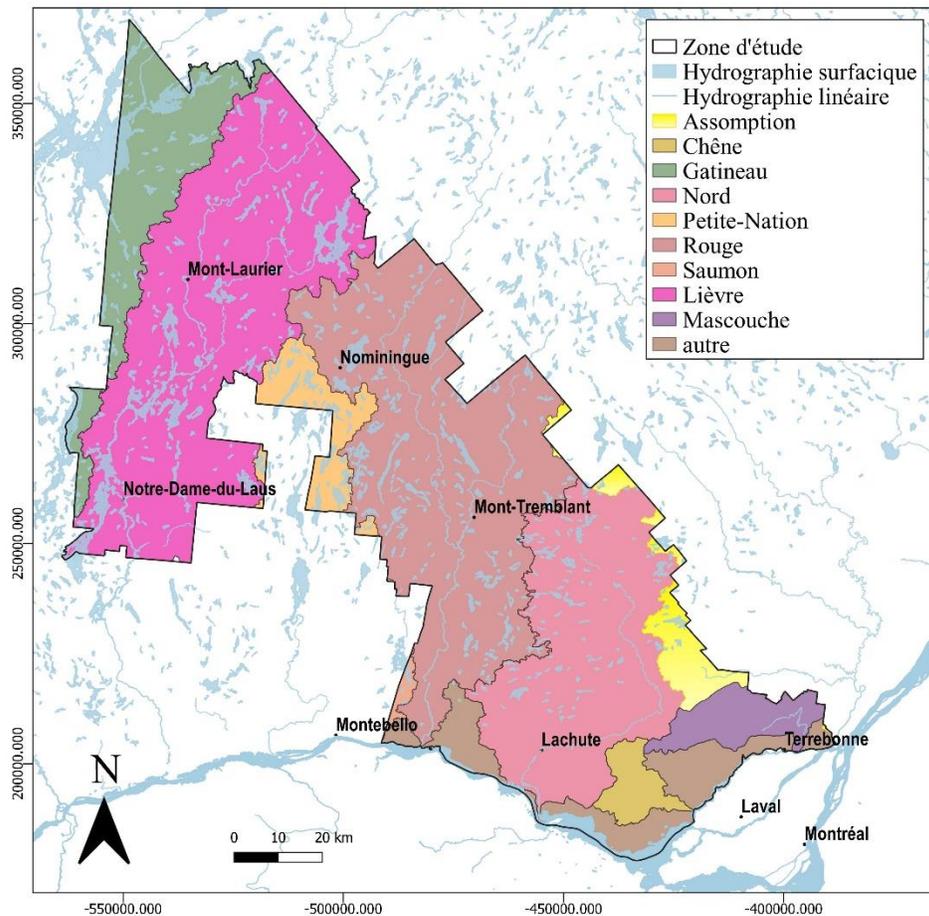


Figure 3.5 Grands bassins versants de la zone d'étude (MDDELCC, 2017b).

Dans la zone d'étude, la stratigraphie est constituée d'une séquence en partant de la base de till, de sédiments fluvioglaciers, de sable deltaïque, de sils argileux et d'alluvions récentes. Dans le Bouclier canadien, le roc fracturé forme un aquifère à nappe libre majoritairement. Sa conductivité hydraulique moyenne est de $1,6 \times 10^{-5}$ m/s, quoique très variable dans l'espace (Larocque *et al.*, 2019). Recouvert de till mince généralement perméable et de faible épaisseur sur sa majorité, l'aquifère rocheux est propice à une bonne recharge. Dans les Vallées les dépôts fluvioglaciaires et alluvionnaires favorisent la formation d'aquifères granulaires locaux en condition libre

qui peuvent être en connexion hydraulique avec le roc fracturé sous-jacent. Dans les vallées des rivières Rouge, du Nord et du Lièvre se trouvent des aquifères granulaires probablement en connexion avec les rivières. Dans la vallée de la rivière du Lièvre, la présence d'argile crée localement des aquifères granulaires captifs. Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, les dépôts argileux relativement continus par rapport à ceux retrouvés dans le Bouclier canadien sont peu perméables et limitent la recharge de l'aquifère rocheux.

Le Bouclier canadien est majoritairement recouvert par moins de 5m d'argile, ce qui en fait une zone de nappes libres. On retrouve des petites zones éparées recouvertes d'une couche d'argile supérieure à 5m dans la vallée de la rivière du lièvre au nord de la zone d'étude. Autrement, c'est dans les Basses-Terres du Saint-Laurent que se retrouve une épaisseur d'argile continue de plus de 5m, ce qui vient créer un confinement des aquifères granulaires et rocheux.

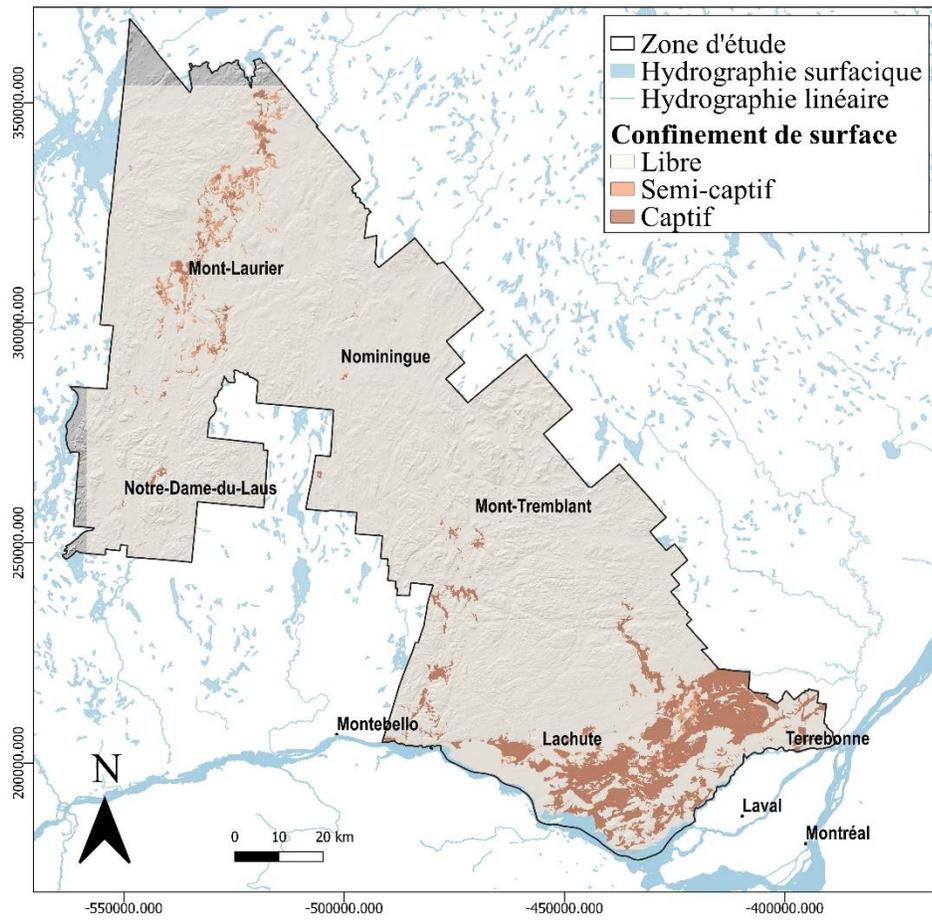


Figure 3.6 Confinement des aquifères dans les dépôts meubles (Larocque et al., 2019).

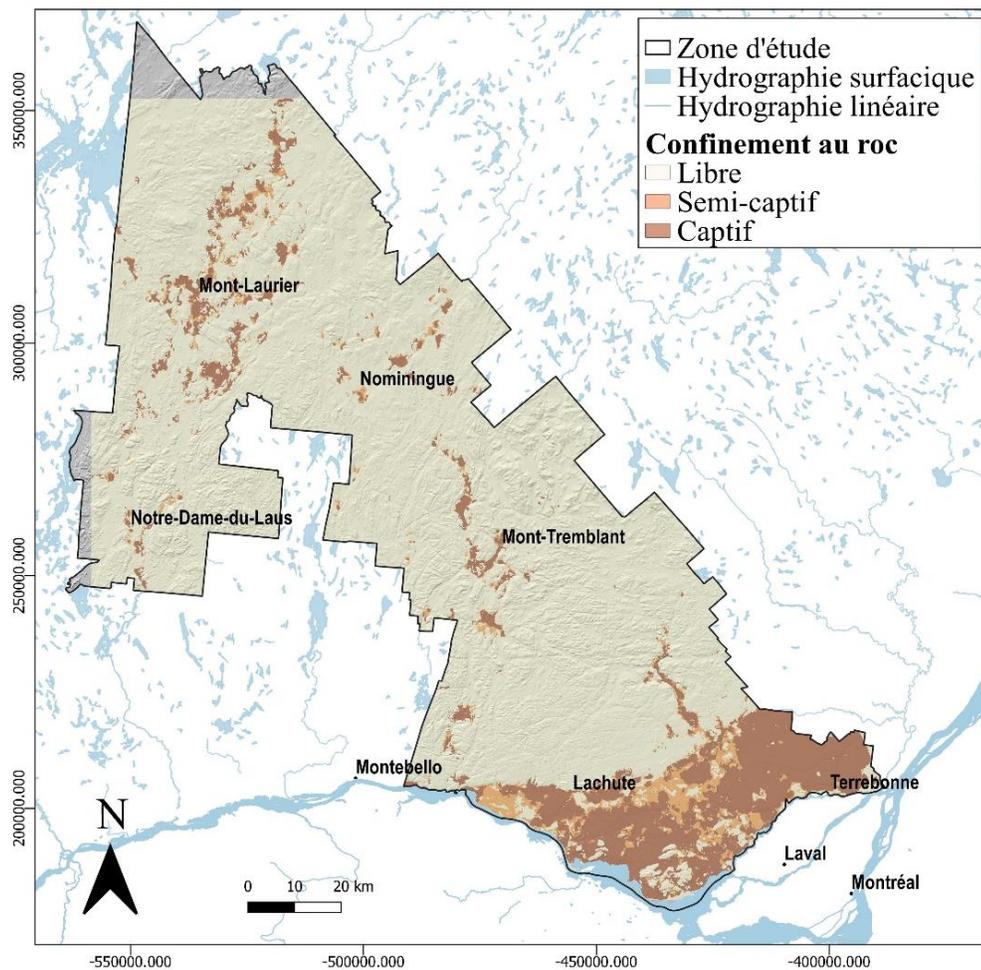


Figure 3.7 Confinement des aquifères au roc (Larocque et al., 2019)

3.4 Occupation du territoire

La zone d'étude est majoritairement dominée à 73% par des terres forestières (figure 3.8). Le couvert forestier est retrouvé majoritairement dans le Bouclier canadien, il est composé à majorité de feuillus (55%), suivi de résineux (38%) puis d'essences mixtes (7%). (SIEF, 2018). Les milieux agricoles représentent 7% de la superficie du territoire, ils sont principalement situés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent qui offre les conditions propices à l'activité agricole, et dans le Bouclier dans les vallées de la rivière du Lièvre et de la rivière Rouge. Les milieux aquatiques et les milieux humides représentent respectivement 8% et 5%. Les milieux urbains (6%) se trouvent principalement dans la MRC les Moulins dans les Basse-Terre, le long des routes qui relient les municipalités de Saint-Jérôme, Saint-Sauveur, Mont-Tremblant et dans le nord la municipalité de Mont-Laurier. Finalement, les sols nus et les carrières représentent quant à eux seulement 0,3% du territoire (Larocque et al., 2019).

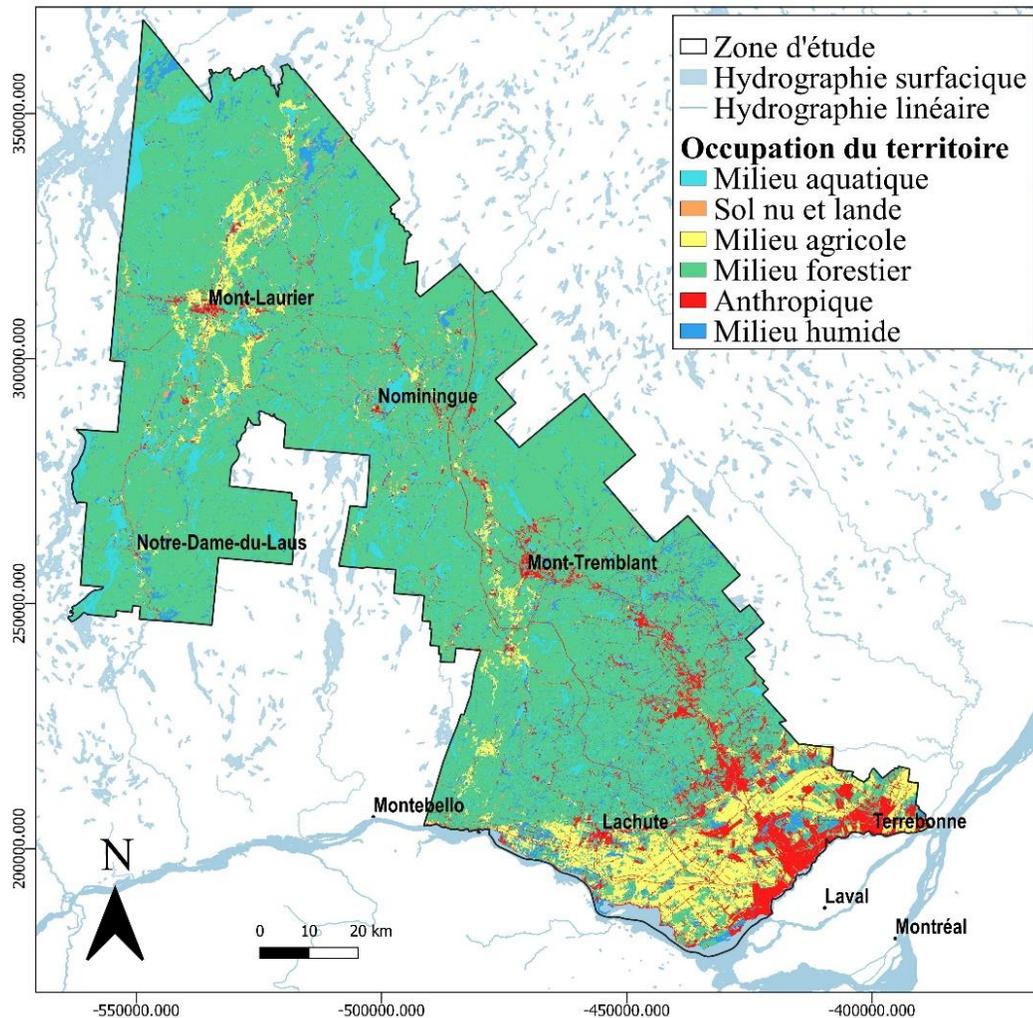


Figure 3.8 Carte d'occupation du territoire d'après MDDELCC (2017b).

Sur la zone d'étude, on peut répertorier plusieurs activités anthropiques pouvant altérer la qualité de l'eau souterraine (figure 3.9). Les sources sont variées, sites contaminés, sablières et gravières, activités agricoles, les zones urbaines et industrielles. Au total 324 sites contaminés ont été répertoriés, et parmi ceux-ci 120 touchent l'eau souterraine. Les sites sont localisés le long des axes routiers et près des centres de population (Larocque et al., 2019).

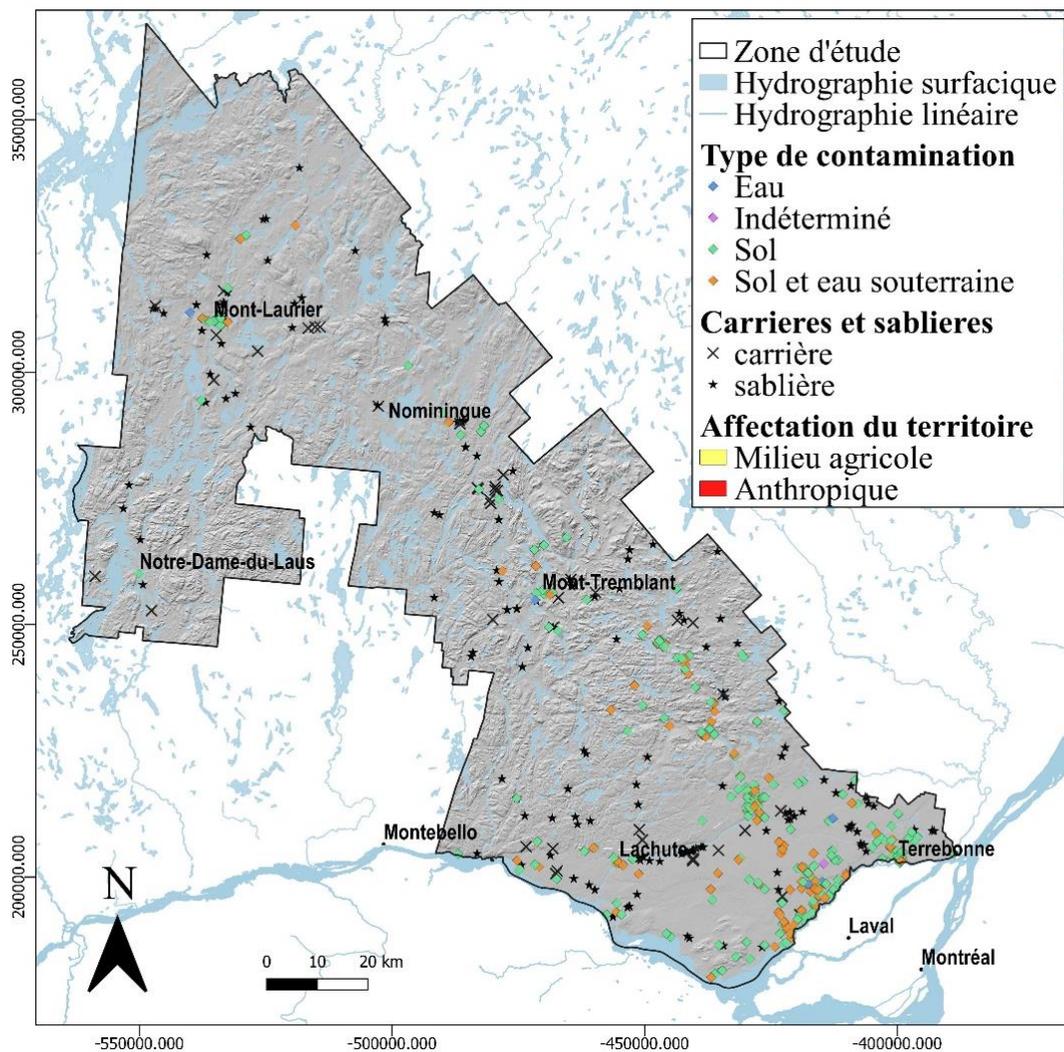


Figure 3.9 Activités anthropiques pouvant altérer l'eau souterraine

3.5 Caractérisation des bassins versants expérimentaux

3.5.1 Bassin-versant de la rivière Saguay

Le bassin-versant de la rivière Saguay est localisé dans l'amont de la zone d'étude, il coupe les bassins versants de la rivière du Lièvre, du Nord et Petite-Nation, il couvre une superficie de 148 km². Il est recouvert majoritairement de till avec la présence de sédiments fluvioglaciaires le long de la rivière. Le roc est représenté par les suites intrusives de Chevreuil-Syénite et magmatiques de Lacoste-Gneiss tonalitique. Il est caractérisé par une pression anthropique moindre étant donné une couverture forestière importante, une activité agricole très limitée et une zone urbaine essentiellement située en aval du bassin par la ville de Nominique. Il est tout de même traversé par la route 133, au bord de laquelle se trouvent des habitations et une carrière.

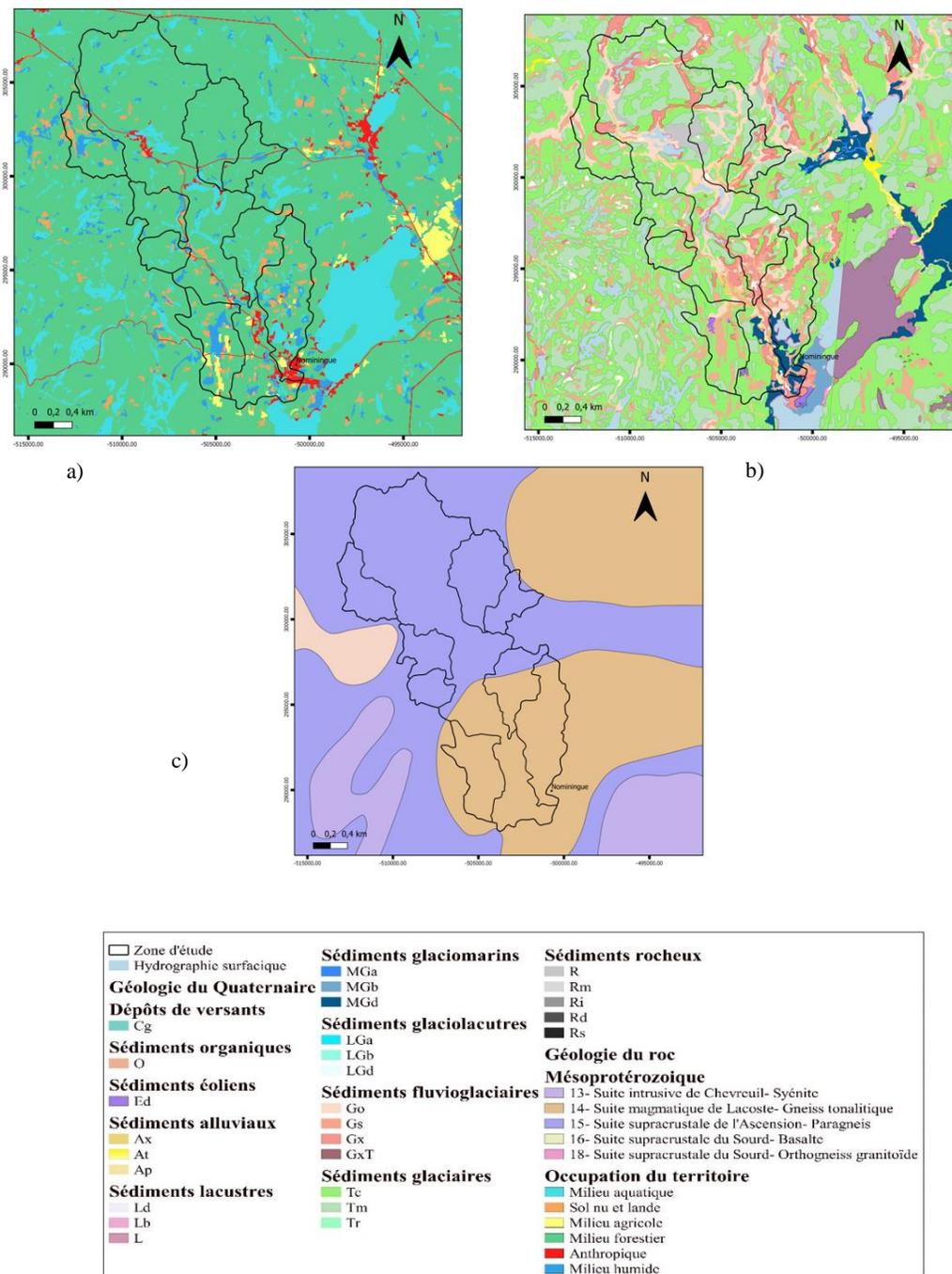


Figure 3.10 a) occupation du territoire, b) dépôts quaternaires et c) géologie pour le bassin-versant de la rivière Saguy.

3.5.2 Bassin-versant de la rivière Simon

Le second bassin-versant se trouve plus au centre de la zone d'étude, il coupe les bassins versants de la rivière Rouge et du Nord. Il a une superficie de 166 km². La géologie est principalement constituée de roche datant du Mésoprotérozoïque, avec le complexe de Mekina, la suite de AMGC de Morin. Les dépôts quaternaires sont principalement constitués de sédiments glaciaires, lacustres et alluviaux. La topographie y est marquée. Le territoire est occupé par la forêt, par les activités de villégiature (ski et golf) et par un important développement urbain dans sa partie aval au niveau de la ville de Saint-Sauveur. La figure 3.11 regroupe trois cartes qui présentent le contexte géologique, la géologie du quaternaire et l'occupation du sol.

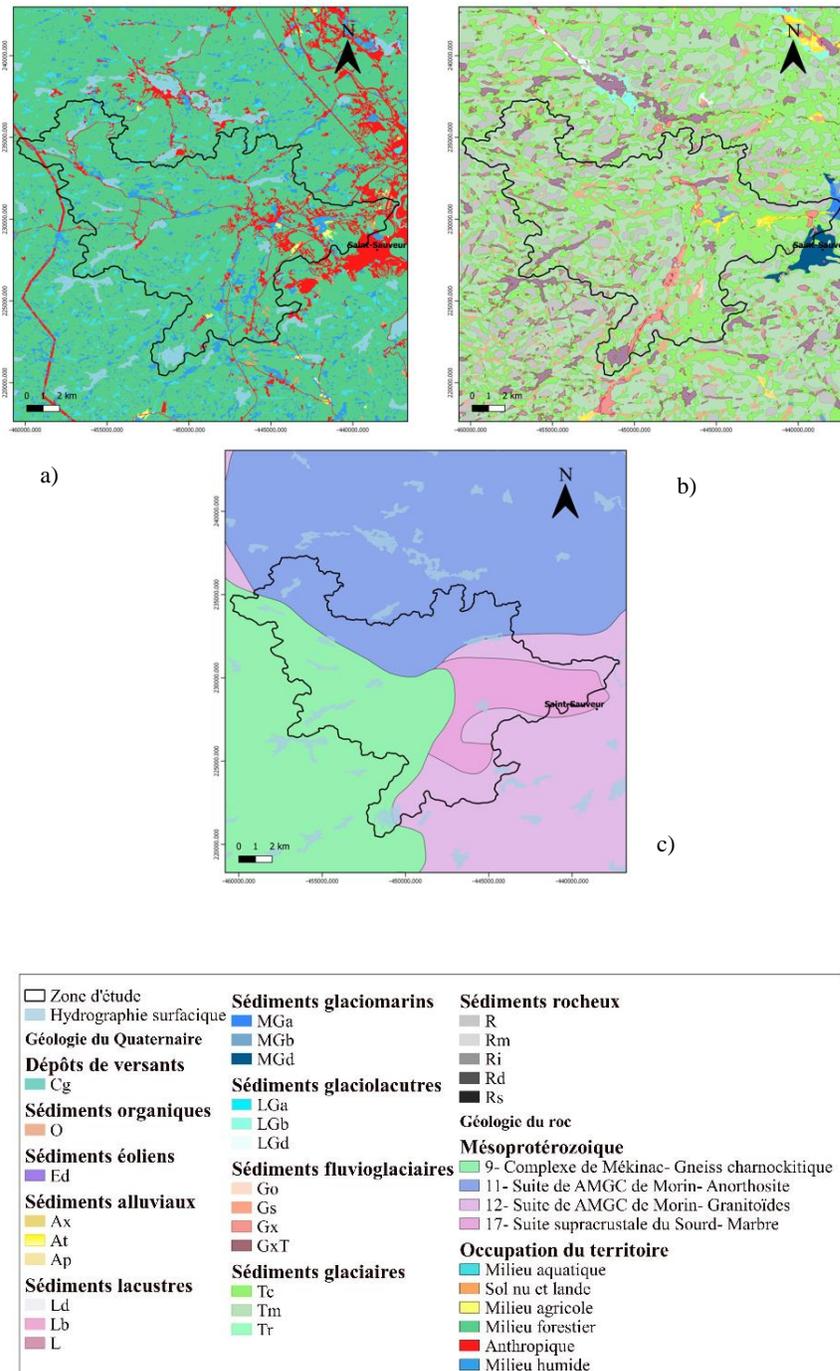


Figure 3.11 a) occupation du territoire, b) dépôts quaternaires et c) géologie pour le bassin-versant de la rivière Simon.

3.5.3 Sous bassins versants de la rivière Mascouche

Le dernier sous bassin-versant est divisé en deux sous territoires (46 km² et 31 km²). Il se situe dans les Basses-Terres du Saint-Laurent dans la MRC les Moulins. La géologie du roc est âgée de l'ordovicien moyen, constitué calcaire, shale noir et shale gris. Les dépôts du Quaternaire retrouvés sont principalement des sédiments lacustres, glaciomarins et alluviaux. La topographie est essentiellement plane. La zone est occupée par de l'agriculture intensive, un espace urbain développé et une zone forestière. La couche d'argile relativement homogène déposée par l'ancienne mer de Champlain en fait une zone à aquifères majoritairement confinés (roc et granulaire).

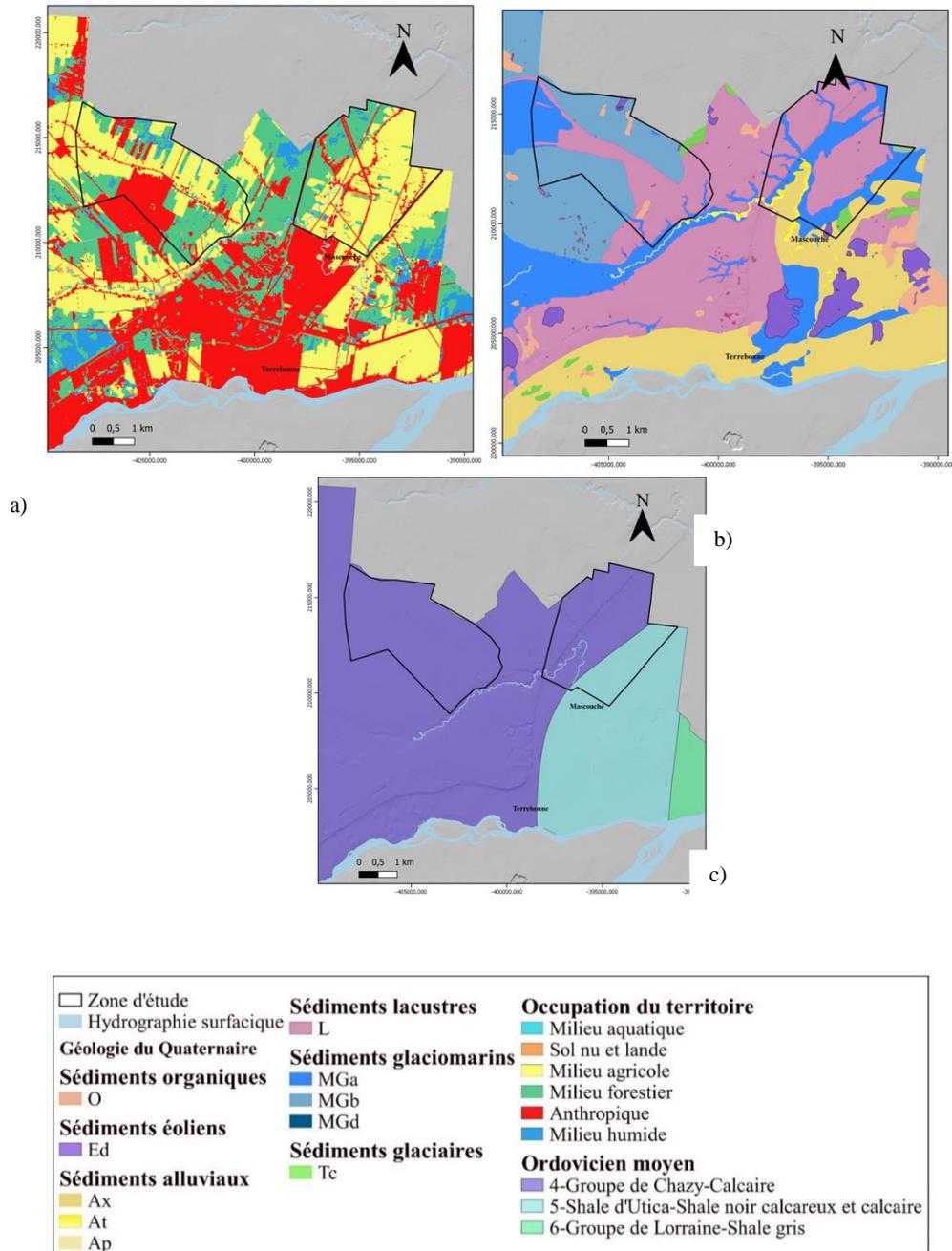


Figure 3.12 a) occupation du territoire, b) dépôts quaternaires et c) géologie pour le bassin-versant de la rivière Mascouche dans la zone des Basses-Terres du Saint-Laurent

CHAPITRE IV

MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre est divisé en trois grandes parties. L'organisation du déroulement de la campagne d'échantillonnage est d'abord exposée, suivi des travaux de laboratoire et de la méthodologie de traitement des données.

4.1 Échantillonnage de l'eau souterraine

Les données hydrogéochimiques ont été collectées lors d'une vaste campagne d'échantillonnage de l'eau souterraine. Une partie des paramètres physico-chimiques ont été mesurés *in situ* tandis que d'autres paramètres chimiques ont nécessité des analyses en laboratoire. La campagne visait un large territoire de 11 500km² avec des contextes hydrogéologiques variés. Une première campagne d'échantillonnage a permis de couvrir l'ensemble de la zone d'étude de manière homogène. Cet échantillonnage s'est déroulé suivant la grille d'échantillonnage de 25 km² préalablement créée. Ainsi, dans la mesure du possible, dans chaque carré de 25 km², un puits a été échantillonné (figure 4.1).

Un échantillonnage à plus haute résolution a ensuite été mené sur les bassins expérimentaux (figure 4.2) ; celui de la rivière Saguay et, de la rivière à Simon et dans le sous bassin de la rivière Mascouche se trouvant dans la zone nord de la MRC Les-Moulins. Le bassin-versant de la rivière Saguay compte 29 échantillons, celui de la rivière à Simon compte 34 échantillons, et le sous-bassin de la rivière Mascouche 21

échantillons. Un échantillonnage tous les 2 kilomètres caractérisant l'amont vers l'aval du bassin-versant a été suivi. Le tableau 4.1 présente le nombre de puits échantillonné en fonction des différents contextes hydrogéologiques du territoire, soit selon le type de nappe (captive, libre, semi-captive) et le type d'aquifère (dépôts meubles et roc). L'évaluation de confinement de l'aquifère de roc fracturé et l'épaisseur des aquifères de dépôts meubles de la région, a été faite etls qu'il est décrit dans Comeau et al., 2013.

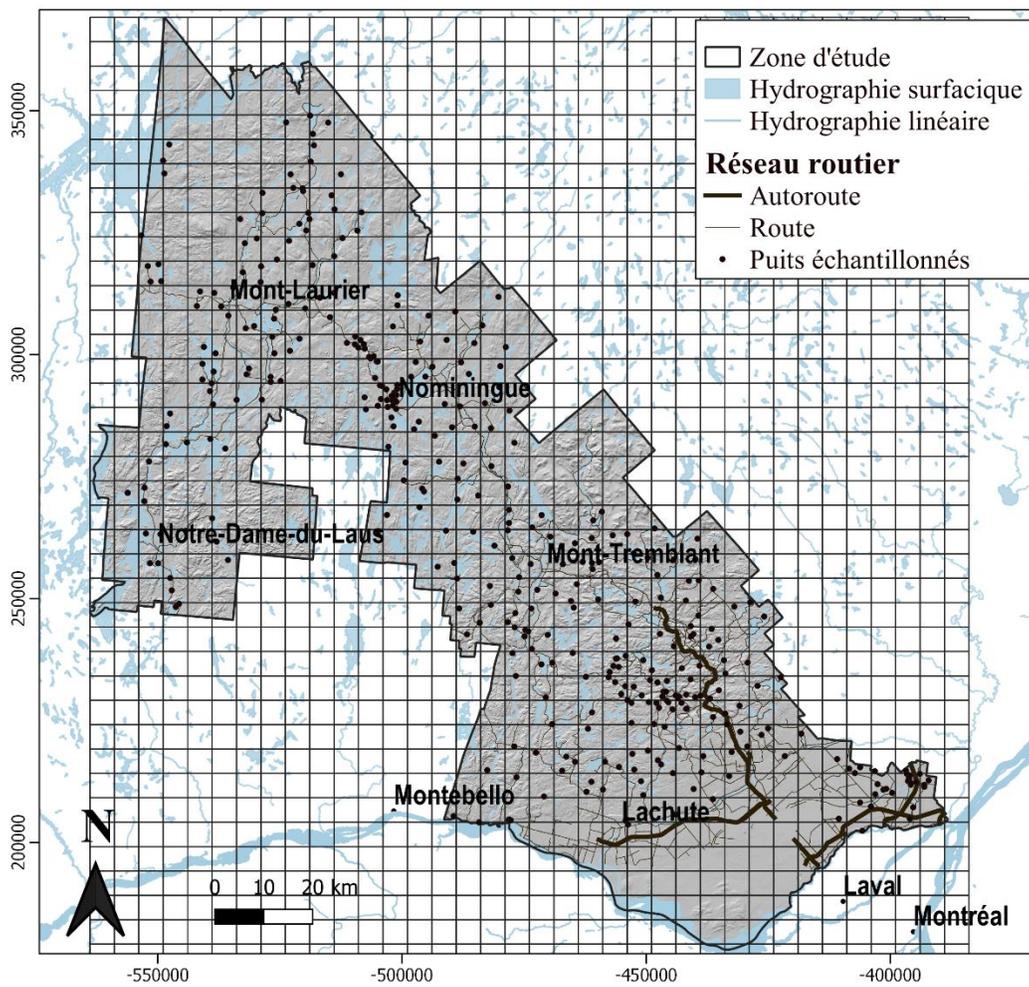


Figure 4.1 Localisation des puits échantillonnés selon la grille d'échantillonnage au 25km².

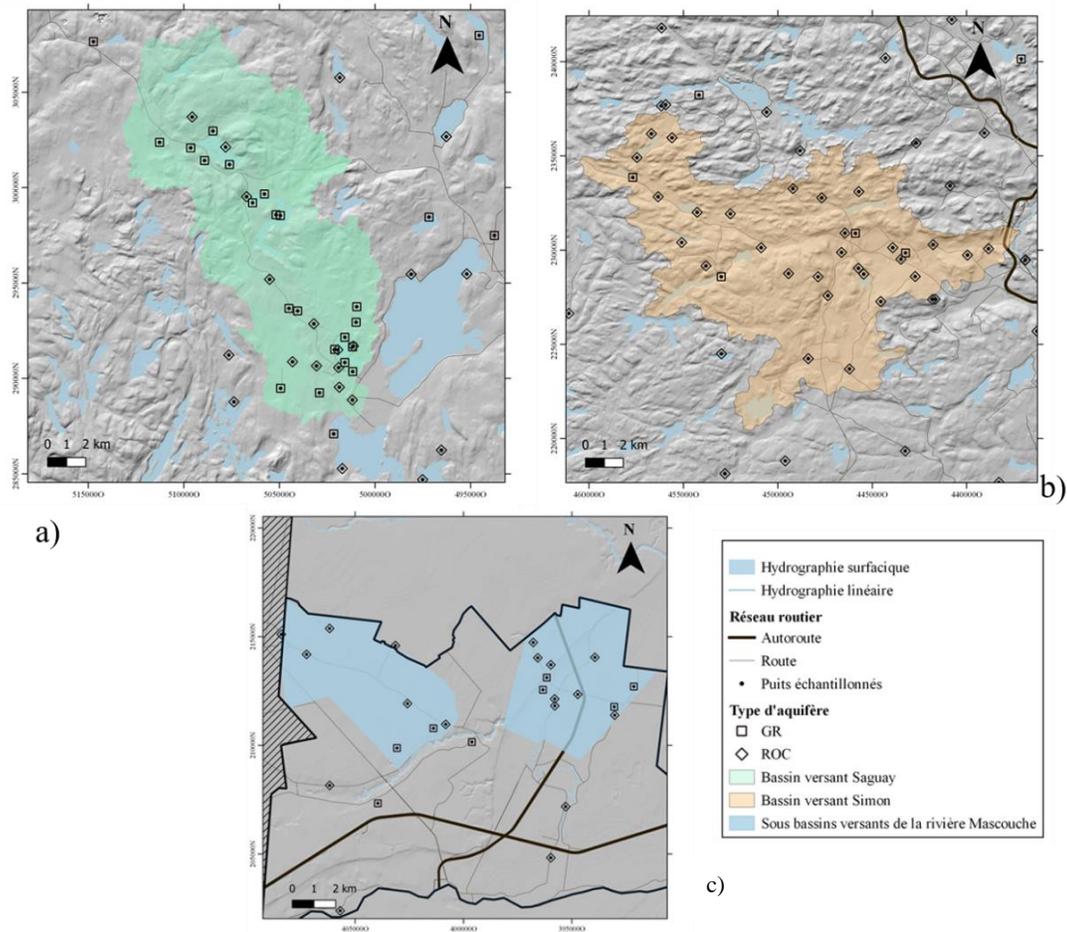


Figure 4.2 Localisation des puits échantillonnés dans les bassins versants expérimentaux. a) rivière Saguay, b) rivière à Simon, c) rivière Mascouche.

4.1.1 Sélection des puits échantillonnés

À l'aide des organismes de bassin-versant des municipalités, une campagne de recrutement de propriétaire de puits a été menée au printemps 2019. Un sondage de recrutement diffusé sur les réseaux sociaux et plateformes disponibles, ce qui a permis d'obtenir près de 350 inscriptions. De celles-ci, une centaine de candidatures répondant aux critères suivants ont été retenues : les propriétaires devaient connaître les caractéristiques de leur puits (année de construction et profondeur), ne pas avoir de

problème de quantité d'eau, posséder un robinet (extérieur) connecté à l'eau brute du puits, être disponibles durant la période d'échantillonnage et se trouver dans la grille d'échantillonnage de 25 km² (figure 4.1). Les autres participants ont été trouvés en faisant du porte-à-porte tout au long de la campagne d'échantillonnage. Tous les propriétaires participants ont signé un protocole d'entente autorisant le prélèvement d'eau.

Au cours de la campagne d'échantillonnage de l'été 2019 (juin-septembre), 377 puits ont été échantillonnés. Les ouvrages de captage provenant de puits résidentiels (353), de forages (10) (MELCC et UQAM) ainsi que des puits d'approvisionnement municipaux (14). Au cours de l'été 2020, 15 puits municipaux supplémentaires ont été échantillonnés par l'étudiant Samuel Bolduc pour son projet de maîtrise connexe à celui-ci et portant sur les temps de séjour de l'eau souterraine, augmentant à 390 le nombre total de puits échantillonnés.

4.1.2 Protocole d'échantillonnage

Le protocole suivi pour l'échantillonnage a été élaboré par l'équipe de l'UQAT (Blanchette et Cloutier, 2009). L'Annexe A.4 résume la démarche poursuivie lors de l'échantillonnage incluant, le type d'analyse, le volume des contenants utilisés, le type de contenant, l'ordre de remplissage des bouteilles, le type d'agent de conservation, s'il y a eu besoin d'une filtration, la procédure de conservation de l'échantillon lors du transport ainsi que la procédure de conservation lors de l'entreposage.

Tableau 4.1 Récapitulatif de la démarche d'échantillonnage pour les différentes analyses réalisées.

Types d'ouvrage	Type de nappe			Nombre de puits totaux	Aquifère		Nombre de puits
	Captive	semi-captive	Libre		Dépôts meubles	Roc	
Puits tubulaires	44	21	209	274	0	274	274
Puits de surface	8	3	87	98	98	0	98
Pointes filtrantes	1	0	12	13	13	0	13
Sources	1	0	4	5	5	0	5
Nombre de puits	54	24	312	390	116	274	390

4.1.3 Travaux de terrain

Les travaux d'échantillonnage ont été réalisés en cinq étapes : la calibration des sondes pour la mesure des paramètres physico-chimiques *in situ*, le prélèvement des échantillons d'eau souterraine, l'enquête auprès des propriétaires et la conservation avant l'acheminement des échantillons vers les laboratoires d'analyse.

La première étape de calibration de la sonde HANNAH ou WTW qui permet de faire la mesure des paramètres physiques de l'eau se faisait chaque matin avant de débiter la campagne d'échantillonnage.

La deuxième étape consistait à remplir le formulaire terrain afin de caractériser l'ouvrage de captage échantillonné. Toutes les informations recueillies et les résultats d'analyses d'eau ont été compilés dans la base de données du projet avec l'aide du logiciel R. Les informations récoltées par le formulaire étaient les suivantes.

- Les coordonnées du propriétaire ;
- Localisation de la station (coordonnées géographiques et photographie du puits) ;
- Description de l'environnement immédiat et conditions météorologiques ;
- Type de nappe et aquifère ;
- Information sur le captage (type de puits, présence de traitement comme adoucisseur filtre à sable, filtre UV, filtre à particules, utilisation de l'eau, si l'ouvrage est relié à un aqueduc, débit pompé, année de construction, profondeur)
- Perception de la qualité de l'eau (odeur, couleur et goût) ;
- Activités potentiellement polluantes (animaux, agriculture, piscine, etc.) ;
- Localisation du champ d'épuration et de la fosse septique.
- Mesure *in situ* (débit, durée de la purge, température, pH, conductivité, potentiel redox, oxygène dissous, TDS) ;

La troisième étape consistait au prélèvement des échantillons d'eau et, à la prise de mesure *in situ* des paramètres physico-chimiques. À partir du robinet extérieur de la maison, une purge du puits d'au moins 100L était effectué afin de s'assurer que tout le système de tuyauterie de la maison soit vidé. L'utilisation d'un circuit d'échantillonnage connecté en série permettait d'effectuer la purge et l'échantillonnage de manière distincte. La purge se faisait par un tuyau d'arrosage en plastique qui se vidait dans une chaudière. L'étape d'échantillonnage quant à elle se faisait avec une sonde multiparamètres HANNA 9828 ou WTW placée dans une cellule d'échantillonnage hermétique permettant la mesure des paramètres physico-chimiques en continu une fois qu'ils étaient stabilisés. Les spécifications de chaque capteur sont présentées dans le tableau 4.2

Tableau 4.2 Paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* et spécifications des capteurs.

Paramètres	Gamme	Résolution	Exactitude
Température (T)	5 à 55°C	0,01 °C	0,15°C
Potentiel hydrogène (pH)	0,00 à 14	0,01	0,02 p
Potentiel REDOX (Eh)	+ - 2000,0 mV	0,1mV	1,0 mV
Oxygène dissous (mg/l et %)	0 à 50,0 mg/l	0,01 mg/l	10 mg/l
Conductivité électrique (µS/cm)	à 200 µS/cm	1,0 µS/cm	1,0 µS/cm
Total des solides dissous (TDS)	0 à 300000 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/

4.2 Travaux de laboratoire

4.2.1 Laboratoires externes

La chimie de l'eau (ions mineurs, majeurs, éléments traces, nutriments, métaux dissous et sulfures) ainsi que l'alcalinité ont été mesurées chez Laboratoire Bureau Veritas. Pour chaque puits cinq bouteilles de 125 ml et un vial en verre de 60 ml étaient déposés chaque vendredi au laboratoire. Le détail de la procédure d'analyse est disponible à l'Annexe A.1.

Les produits de soins personnels et pharmaceutiques (PPSP) et pesticides ont été analysés au Laboratoire de génie de l'environnement de l'Université de Sherbrooke. Au total, 503 échantillons (échantillons + doublons et blancs) ont été envoyés pour

analyse à l'automne 2019 et 2020. L'analyse a été réalisée par chromatographie en phase liquide (ULPC) couplée à un spectromètre de masse tandem (MS/MS) (Ba et al., 2014 ; Haroune et al., 2014).

Les analyses bactériologiques ont été réalisées sur 360 puits (coliformes totaux, *E. Coli*, entérocoques et atypiques), l'analyse a été faite au laboratoire d'analyses environnementales H₂Lab à Saint-Agathe des Monts. Tout au long de l'été 2019, les échantillons étaient acheminés au laboratoire entre 24 h à 32 h après le prélèvement pour respecter les directives du laboratoire. Le détail de la méthode d'analyse est disponible à l'Annexe A.2 (CEAEQ, 2014 ; CEAEQ, 2015).

Pour analyser les isotopes stables des nitrates, il était nécessaire d'avoir les concentrations en nitrite et nitrate séparées. Une fois ces concentrations obtenues, 71 échantillons ont été sélectionnés et envoyés à l'*Environmental Isotope Laboratory* de l'Université de Waterloo pour l'analyse isotopique. Les recommandations du laboratoire étaient que les échantillons devaient avoir une concentration minimale de 0,5mg/L NO₃-N et contenir moins de 2% de nitrite, car cela viendrait compromettre et invalider les résultats finaux. Le NO₃⁻ est converti en NO₂⁻ par la catalyse du cadmium puis chimiquement converti en N₂O, ensuite la mesure est effectuée avec un spectromètre de masse à flux continu (GV Instruments Ltd., Manchester, UK) selon la méthode décrite dans Mcilvin et Altaet (2005).

4.2.2 Isotopes stables de l'eau et concentration en nitrites et nitrates séparés

Les concentrations en nitrite et nitrate séparées ont été analysées à l'Université de Montréal pour 74 échantillons sélectionnés présentant des concentrations en nitrite/nitrate supérieures à 0,5 mg/l. L'analyse s'est faite durant l'automne 2019. L'instrument utilisé était un Lachat Quickchem 8500, la limite de détection pour les nitrites est de 0,4 µg/L avec une RSD maximum de 4%. La méthode analytique est basée sur la méthode EPA353.3. Pour l'analyse des nitrites, aucun prétraitement n'est

nécessaire (pas de digestion au persulfate) et elle se fait directement par la réaction des nitrites avec la sulfanilamide et le NED (N-1-naphthylethylenediamine dihydrochloride) sans la réaction au cadmium qui réduit les nitrates en nitrites. La courbe de calibration est préparée à partir d'un étalon de nitrite.

L'analyse des isotopes stables de l'eau $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ des eaux souterraines et des précipitations s'est faite dans le laboratoire d'analyse des isotopes stables légers du GEOTOP-UQAM par moi-même au courant de l'automne 2019. 390 échantillons d'eau souterraine et 23 échantillons provenant des échantillonneurs de précipitation installés à Arundel et Ferme-Neuve ont été analysés. Les échantillons ont été analysés à l'aide du spectromètre de masse de types off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy (OA-ICOS) de marque LGR (modèle T-LWIA-45-EP). Chaque échantillon est injecté (1 microlitre) et mesuré 10 fois. Les deux premières injections sont rejetées pour limiter les effets mémoires. L'incertitude analytique totale (1σ) est meilleure que $\pm 0,1\%$ pour le $\delta^{18}\text{O}$, $\pm 1,0\%$ pour le $\delta^2\text{H}$. Cette incertitude est basée sur la mesure à long terme de la 4^e eau de référence. Les étapes de préparation des échantillons pour l'analyse sont les suivantes :

1. Préparation de trois eaux de références internes (1ml) pour normaliser les résultats sur l'échelle WSMOW-SLAP
2. Préparation d'une quatrième eau de référence (1ml), qui est mesurée comme inconnu pour chaque séquence analytique afin de s'assurer de la précision de la normalisation
3. Pipeter 1ml d'échantillon d'eau souterraine ou de pluie dans un vial de 2 ml fermé avec un bouchon à septum.
4. Sur la plaquette, placez en premier les quatre eaux de références suivies des échantillons d'eau par batch de 45.
5. Analyse par le spectromètre de masse.

6. Normalisation des résultats sur l'échelle VSMOW à l'aide du logiciel « LWIA Post Analysis » version 4.4.1.1.

4.3 Validation des résultats

Pour assurer le contrôle de la qualité, 10% de blancs et de doublons ont été analysés, pour un total de 32 blancs et 36 doublons. Le premier contrôle de la qualité consistait à comparer les blancs et les échantillons pour les éléments traces afin d'écartier toute contamination par l'environnement. Ensuite, il a fallu comparer les duplicatas aux échantillons cette fois-ci pour tous les éléments chimiques mesurés.

Le deuxième contrôle de la qualité consistait au calcul de la balance ionique à l'aide du logiciel diagramme pour vérifier la précision des résultats des analyses en laboratoire (Smiler, 2013). Celle-ci est calculée à partir des cations majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+) ainsi que des anions majeurs (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}).

$$E.N\% = \frac{\text{somme des cations} \left(\frac{\text{meq}}{\text{L}} \right) - \text{somme des anions} \left(\frac{\text{meq}}{\text{L}} \right)}{\text{somme des cations} \left(\frac{\text{meq}}{\text{L}} \right) + \text{somme des anions} \left(\frac{\text{meq}}{\text{L}} \right)} \times 100 \quad (\text{éq. 4.1})$$

L'annexe A.3 présente les échantillons ayant une balance ionique supérieure à $\pm 10\%$. Sur ceux avec une erreur de balance $< 20\%$ un facteur de correction sur les concentrations en HCO_3^- a été appliqué afin de pouvoir les considérer pour les analyses multivariées.

Pour le traitement des analyses statistiques descriptives et multivariées, les doublons, les blancs et les 14 échantillons montrant une balance ionique supérieure à 10% ont été exclus, au total 370 échantillons ont été sélectionnés.

4.4 Analyses chimiques

L'ensemble des mesures et analyses géochimiques a été intégré à la base de données, puis vérifié avant d'être utilisé pour les analyses statistiques descriptives et multivariées. Cette section traite des analyses chimiques, microbiologiques et isotopiques.

Certains éléments chimiques tels que les matières totales dissoutes, les bicarbonates et la dureté ont été calculés à partir des résultats obtenus.

Les matières totales dissoutes ont été calculées à partir des anions et cations majeurs (éq. 4.2). Les bicarbonates ont été calculés à partir de l'alcalinité totale (éq. 4.3) et la dureté a été calculée à partir des concentrations en calcium et en magnésium (éq. 4.4).

$$MDT \left(\frac{Mg}{L} \right) = \sum Cations + \sum Anions + SiO_2 \left(\frac{mg}{L} \right) \quad (\text{éq. 4.2})$$

$$HCO_3 \left(\frac{mg}{L} \right) = \text{Alcalinité totale (CaCO}_3) \left(\frac{mg}{L} \right) \times 1.219 \quad (\text{éq. 4.3})$$

$$Dureté \left(\frac{mg}{L} \right) CaCO_3 = \left(\text{Calcium} \left(\frac{mg}{L} \right) \times 2.5 \right) + \left(\text{Magnesium} \left(\frac{mg}{L} \right) \times 4.167 \right) \quad (\text{éq. 4.4})$$

Par la suite, les 370 échantillons ont été utilisés pour déterminer les différents faciès hydrogéochimiques à la suite du calcul des balances ioniques. Pour déterminer les types d'eau souterraine, l'utilisation des ions majeurs et mineurs est la méthode la plus souvent préconisée dans les études géochimiques. Une matrice des concentrations des cations et anions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-}) des 370

échantillons convertis en (meq/L et en meq%) a été analysée dans le logiciel Diagramme (Smiler, 2013). Différents diagrammes de Piper et de Stiff ont pu être obtenus pour analyse (Smiler, 2013). La classification de ces types d'eau a été faite selon la démarche décrite dans Cloutier (2004).

- Les types dominants ont été par leurs types d'anion et de cation dominants. Pour l'étude, le type d'eau dominant est caractérisé par une concentration en anion et en cation supérieur à 20meq%.
- Les types d'eaux mixtes, quant à eux, ne possèdent pas d'anion ou de cation avec une concentration supérieure à 20 meq%. Ils possèdent des concentrations en anions ou en cations variant entre 10 meq% et 20 meq%.

4.5 Analyses statistiques

4.5.1 Statistiques descriptives

Pour les groupes définis par la classification ascendante hiérarchique (CAH), les statistiques descriptives des paramètres géochimiques ont été calculées. La médiane, la moyenne, l'écart-type ont été calculés pour chacun des paramètres physico-chimiques sélectionnés (discuté à la section 5.2.1).

4.5.2 Classification ascendante hiérarchique.

La classification ascendante hiérarchique (CAH) nécessite un prétraitement des données géochimiques, la démarche préconisée est celle présentée dans Cloutier et al., 2008. La base de données utilisée pour la CAH est une matrice de 370 échantillons et de 45 paramètres physico-chimiques comprenant les métaux dissous, les ions majeurs et mineurs, les nutriments et les sulfures, la concentration en HCO_3^- déduite de l'alcalinité totale (CaCO_3) et les paramètres mesurés *in situ* pendant l'échantillonnage. À cause de données manquantes, de données peu fiables, d'une faible variation

régionale et d'un pourcentage de données sous la limite de détection analytique > 25%, plusieurs paramètres ont été exclus de l'analyse (Tableau 4.4), ce qui a permis d'obtenir une matrice finale de 370 échantillons et 11 paramètres physico-chimiques. Les paramètres conservés pour l'analyse sont les ions majeurs Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^{2-} , SO_4^{2-} , les ions mineurs F^- , Ba^{2+} , Si , Mn^{2+} , et le pH. Pour ces paramètres, lorsque la concentration mesurée en laboratoire était en dessous de la limite de détection rapportée pour la méthode analytique, les résultats ont été remplacés par $\frac{1}{2}$ de la limite de détection (Guler et al., 2002 ; Cloutier et al., 2009). Une fois la matrice déterminée, pour pouvoir comparer les concentrations des éléments ayant des gammes totalement différentes (éléments majeurs et éléments traces), les données ont été normalisées à l'aide de la transformation logarithmique et standardisées au moyen de l'écart type de la série (éq. 4.5). Une distance euclidienne de 4 comme seuil de séparation des groupes, et la méthode de Ward, comme règle de liaison ont été utilisées pour créer le dendrogramme (Ward, 1963). L'analyse du dendrogramme a permis la définition de 6 groupes d'eau. La répartition spatiale de ces groupes d'eau permettra d'avoir une meilleure compréhension du système d'aquifère régional.

$$S = (X - \mu) / \sigma \text{ (éq. 4.5)}$$

Où, S est la valeur standardisée, X est la valeur originale, μ est la moyenne et σ est l'écart-type.

Tableau 4.3 Paramètres exclus de la classification ascendante hiérarchique

Paramètres exclus	Raison de l'exclusion
TSD, conductivité électrique, alcalinité totale, dureté.	Paramètre additif (Cloutier et al., 2008)
Température	Paramètre physique
Oxygène dissous, ORP	Données manquantes et problème de calibration de la sonde pendant l'échantillonnage
Al, Sb, Ag, Ba, Be, Bi, B, Cd, Cr, Co, Sn, Fe, Li, Mo, Ni, Pb, Se, U, Ti, V, Zn, N-NH ₃ , Br, N, P, Cu, NO ₃ +NO ₂	Éléments avec plus de 25% de données sous la limite de détection (Farnham et al., 2003) et peu de variation régionale des concentrations.

4.5.3 Analyse en composantes principales

Pour donner suite à l'analyse hiérarchique en grappe une analyse en composantes principales permettant d'évaluer les interrelations entre les variables et entre les échantillons et, de déduire les composantes principales influençant le jeu de données, a été réalisée sur la même matrice (Davis, 1986). Les résultats obtenus sont fournis sous forme de nuage de points pour les individus (échantillons) et d'un nuage de points pour les variables (paramètres analysés). La classification hiérarchique ascendante et l'analyse en composantes principales ont été effectuées à l'aide du langage R et des packages, *Cluster*, *FactoMineR*, *FactoExtra* (Maechler, 2021 ; Husson et al., 2020 ; Alboukadel, 2020 ; Kassambara, 2020).

4.6 Analyses isotopiques

Les isotopes stables $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$ ont été interprétés par la comparaison entre la droite des eaux météoriques de la région caractérisée par les deux stations météorologiques Arundel et Ferme-Neuve et celle des eaux souterraines. Cependant, en raison de la pandémie de Covid-19, l'échantillonnage du mois de mai 2020 n'a pas pu être fait pour les deux stations météorologiques, il a donc été estimé en fonction des données disponibles pour chacune des stations. Pour Arundel et Ferme-Neuve, une moyenne du mois de mai sur la période (2006-2019) a été considérée.

Les isotopes $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^{15}\text{N}$ ont été utilisés pour déterminer les sources de nitrates dans les eaux souterraines. Grâce aux valeurs établies dans la littérature, il est possible de discriminer les sources naturelles et anthropiques de nitrate dans les eaux souterraines (Widory et al., 2003, Kendal et al., 2007).

4.7 Caractérisation microbiologique

Pour la bactériologie, les puits ont été définis selon trois catégories soient, potable, non potable et non conforme. Les puits « non potables » sont les puits qui présentaient un dépassement pour les normes concernant les bactéries *E. Coli* ou entérocoques (0 UFC/100ml), les puits « potable » ne dépassaient aucune des 4 normes et les puits « non conformes » présentaient un dépassement des normes pour les bactéries atypiques ou les coliformes totaux (>199 UFC/100ml et >10 UFC/100ml respectivement).

4.8 Indice de vulnérabilité hydrogéochimique

Pour mettre en place une gestion durable de l'eau souterraine, il est important de déterminer si celle-ci est vulnérable à la contamination par les activités polluantes en

surface. Les zones vulnérables peuvent être identifiées de différentes manières, par exemple avec l'indice DRASTIC (Aller et al., 1987), avec l'indice développé par Meyzonnat et al. (2015) et appliqué dans l'aquifère au roc de la zone Bécancour (sud-ouest du Québec) dans une partie se trouve dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et l'autre partie dans les montagnes Appalachiennes, au moyen de l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique. Également, par la combinaison de plusieurs approches dites mixtes combinant l'approche par indice et l'approche empirique par régression logistique comme dans l'étude de Rupert (2001) qui établit la corrélation entre l'occurrence des nitrates avec la profondeur de la nappe, le taux de recharge et l'occupation du sol, ou encore l'indice d'impact anthropique (IIA) développé dans l'étude de Saby et al., (2016) sur le bassin-versant de la rivière Nicolet et Saint-François au Québec. Cet indice est construit à partir de la densité agricole et de la densité des activités anthropiques à partir des données présentées dans Larocque et al. (2015).

L'indice de Meyzonnat et al. (2015) est plus applicable à des contextes hydrogéologiques différents a été utilisé, car il considère les cations majeurs, une donnée très accessible pour définir les groupes d'eau potentiellement les plus à risque. Étant donné que les mêmes processus hydrogéochimiques contrôlant la chimie de l'eau identifiée par Meyzonnat et al. (2015) sont principalement les mêmes que ceux de la région d'étude, c'est-à-dire les échanges cationiques et la dissolution des carbonates, on assume que cette méthode peut être appliquée à la zone d'étude même si les contextes géologiques sont différents. Le Bouclier canadien présente des roches sédimentaires très métamorphisées et dans les basses terres des roches sédimentaires non déformées recouvertes par une importante couche d'argile. L'indice considère la soustraction de Na^+ et Cl^- mis en ordonnée et $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ (abscisse) pour illustrer l'évolution de la composition de l'eau de Ca-HCO_3 qui représente la recharge vers Na-HCO_3 , qui représente une eau plus évoluée en condition d'aquifère majoritairement confinée. L'indice de vulnérabilité hydrogéochimique est sur une échelle de 1 à 10. Il est attribué à chacun des échantillons depuis sa projection

orthogonale sur la droite de régression linéaire. L'indice indique la plus grande vulnérabilité à 10 et la plus faible à 1. L'indice a été utilisé sur les 370 puits, qui se trouvent dans les aquifères au roc et dans les dépôts granulaires.

4.9 Construction d'un indice d'impact anthropique

Afin de caractériser l'impact anthropique sur la région et de révéler les zones les plus impactées par les activités anthropiques, un indice basé sur cinq catégories d'impact a été construit. Ce type d'indice a déjà été utilisé par Proulx (2018) et par Colléau (2020). Les cinq catégories sont les suivantes :

- *Salinité* : Cette catégorie comprend les chlorures et les matières totales dissoutes qui apportent des informations sur une contamination par les sels de route, les effluents de fosses septiques et les activités agricoles.
- *Bactériologie* : Cette catégorie comprend les bactéries fécales entérocoques et les *E. Coli*. Ces bactéries sont indicatrices d'une pollution fécale qui peut provenir des effluents d'une fosse septique, d'une contamination ponctuelle par des animaux sur le terrain, ou d'un puits qui n'est pas étanche.
- *Nitrates* : Les nitrates apportent une information sur une contamination par l'épandage de fertilisants ou une contamination par des effluents de fosses septiques.
- *Produits pharmaceutiques* : Cette catégorie comprend les composés pharmaceutiques. Ce type de composé est principalement lié à une contamination par des effluents de fosses septiques ou par un réseau de collecte des eaux usées.

- *Pesticides* : Cette catégorie comprend la détection des pesticides analysés. Ces composés indiquent une contamination par les activités agricoles, de villégiature (p.ex., golf), ou par l'utilisation privée ou municipale.

L'indice d'impact anthropique (IIA) est défini en additionnant un indice (valeur 1 à 5) pour chaque catégorie (IS = indice de salinité, IB = indice bactériologique, IN = indice nitrates, IPH = indice produits pharmaceutiques, IP = indice pesticides). Pour un puits donné, chaque indice est évalué selon le dépassement (valeur de 1) ou le non-dépassement (valeur de 0) d'un seuil spécifique à la catégorie, selon les concentrations mesurées au puits. Comme aucun facteur de pondération des catégories n'est utilisé, IIA peut varier de 0 à 5. Dans le but de représenter les résultats sur une carte, trois catégories arbitraires ont été créées soit, « pas d'impact » lorsque IIA = 0, « impact modéré » lorsque IIA est égal à 1 ou 2 et « impact élevé » lorsque IIA est égal à 3 ou plus.

$$IIA = IS + IB + IN + IPH + IP \quad (\text{éq.4.6})$$

Pour définir IS, les données de chlorures et de matière dissoute totale ont été divisées en deux groupes (Bouclier canadien et Basse-Terre du Saint-Laurent) en raison de la grande différence dans les valeurs observées selon la géologie. Les Basses-Terres du Saint-Laurent ayant été sous l'influence de l'invasion de la mer de Champlain, les concentrations en chlorures dans l'eau souterraine y sont souvent plus élevées qu'ailleurs (Blanchette et al., 2010). Les concentrations mesurées seront ordonnées et le 90^e percentile sera utilisé pour définir l'IS, car il permet d'écarter les valeurs extrêmes et de considérer la valeur seuil la plus représentative du jeu de données.

Pour les trois autres catégories, un seul seuil a été utilisé pour toute la zone d'étude. Pour les bactéries (IB), les produits pharmaceutiques (IPH) et les pesticides (IP), le seuil est simplement défini selon la présence ou l'absence de bactéries ou du composé,

sans prendre en compte le nombre de détections ou la concentration au-delà du seuil de détection. Pour les nitrates (IN) c'est en se basant sur l'analyse isotopique et chimique des 71 échantillons sélectionnés que le seuil a été établi. À partir du triangle de mélange construit avec les trois sources de nitrates les plus plausibles dans la région, c'est la concentration du pôle de mélange dit « naturel » c'est-à-dire qui aurait moins de 10% d'influence anthropique qui a été choisi. La valeur est comparée à celles de la littérature pour validation.

CHAPITRE IV

RÉSULTATS

Ce chapitre présente d'abord les résultats obtenus pour la géochimie régionale, les dépassements de normes de qualité de l'eau potable et les analyses multivariées. Par la suite, la géochimie des trois bassins versants expérimentaux ainsi que les dépassements de normes sont décrits. Finalement, les polluants émergents sont présentés, suivis des nitrates et enfin l'indice de vulnérabilité géochimique et l'indice d'impact anthropique.

5.1 Hydrogéochimie régionale

5.1.1 Types d'eau

Les types d'eau dominants ont été calculés à partir des concentrations des cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} et K^{+} ainsi que des anions majeurs Cl^{-} , HCO_3^{-} , SO_4^{2-} pour les 370 échantillons ayant des balances ioniques à $\pm 10\%$ d'erreur (Annexe A.3).

Le type d'eau le plus couramment rencontré est Ca- HCO_3 avec 277 échantillons (75%). Ce type d'eau est surtout associé aux zones de recharge où la nappe, dans les dépôts meubles ($n=86$) et dans le socle rocheux ($n=191$) est majoritairement libre ($n=227$). Ce type d'eau est rencontré dans une moindre mesure dans le puits en nappe captive ($n=31$) et en nappe semi-captive ($n=19$) (Tableau 5.2). Il se retrouve dans les deux régions géologiques soit le Bouclier canadien et les Basses-Terres du Saint-Laurent (figure 5.2)

Le second type d'eau le plus fréquent est le type Na-HCO₃ avec 28 échantillons (7%). Ce type d'eau est présent en grande majorité dans le socle rocheux (n=26), en conditions de nappe captive (n=13) ou libre (n=14), et rarement en nappe semi-captive (n=1) (Tableau 5.1). Il se retrouve similairement dans la partie sud du Bouclier canadien (n=16) et dans les Basses-Terres du Saint-Laurent (n=12) (figure 5.2).

Le troisième type d'eau en ordre d'importance est le type Na-Cl avec 24 échantillons (6%). Il est plus retrouvé dans le socle rocheux (n=17) et moins fréquemment dans les dépôts meubles (n=7). Ce type d'eau est retrouvé surtout en condition de nappe libre (n=17) dans le Bouclier canadien et moins souvent en nappe captive (n=7) dans les Basses-Terres du Saint-Laurent (Tableau 5.1).

Le quatrième type en ordre d'importance retrouvée sur la zone d'étude est le type d'eau Ca-Cl avec 13 échantillons (4%). Il est retrouvé essentiellement en condition de nappe libre (n=12) dans l'aquifère rocheux (n=10) (Tableau 5.1). Il n'est présent que dans le Bouclier canadien (figure 5.2).

Vient ensuite le type d'eau Ca-anions mixtes avec 12 échantillons (3%). Il est retrouvé uniquement en condition de nappe libre dans le roc (n=5) et les dépôts meubles (n=7) (Tableau 5.1). Il n'est présent que dans le Bouclier canadien (figure 5.1).

Le sixième type d'eau d'importance retrouvé est le type d'eau Ca-SO₄, il représente 11 échantillons (3%). Ces échantillons se trouvent dans le socle rocheux (n=7) et dans les dépôts meubles (n=4), tous en condition de nappe libre. Huit puits se trouvent regroupés dans la région de Nominigoue, et les trois autres se trouvent plus au sud (figure 5.2).

Les types d'eau Na-SO₄ et Mg-HCO₃ représentent chacun un seul échantillon. Les échantillons de type cations mixtes-HCO₃ (n=3) sont localisés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent en condition de nappe captive dans le roc (n=2) et de nappe captive les dépôts granulaires (n=1) (Tableau 5.1).

Les puits au roc sont présents pour tous les types d'eaux tandis que les puits dans les dépôts meubles ont en majorité une eau de type Ca-SO₄-Cl (figure 5.1). Les puits en nappe captive et semi-captive ont plus souvent de l'eau de type Na-HCO₃, Na-Cl, Cations mixtes-HCO₃, tandis que le puits en nappe libre ont plus souvent de l'eau de types Ca-HCO₃, Ca-Cl et Ca-anions mixtes. Les types d'eaux semblent être influencés par les conditions de confinement et le type d'aquifère.

Tableau 5.1 Distribution des types d'eaux souterraines de la zone d'étude

Type d'eau	Nombre d'échantillons	Granulaire			Roc fracturé		
		C	S-C	L	C	S-C	L
Ca-HCO₃	277	7	1	78	24	18	150
Na-HCO₃	28	2	0	0	13	1	14
Na-Cl	24	0	0	7	6	1	10
Ca-Cl	13	0	0	3	0	1	9
Ca-anions mixtes	12	0	0	7	0	0	5
Ca-SO₄	11	0	0	4	0	0	7
Cations mixtes-HCO₃	3	1	0	0	2	0	0
Mg-HCO₃	1	0	0	0	1	0	0
Na-SO₄	1	0	0	0	0	0	1
Total	370	10	1	99	41	20	199

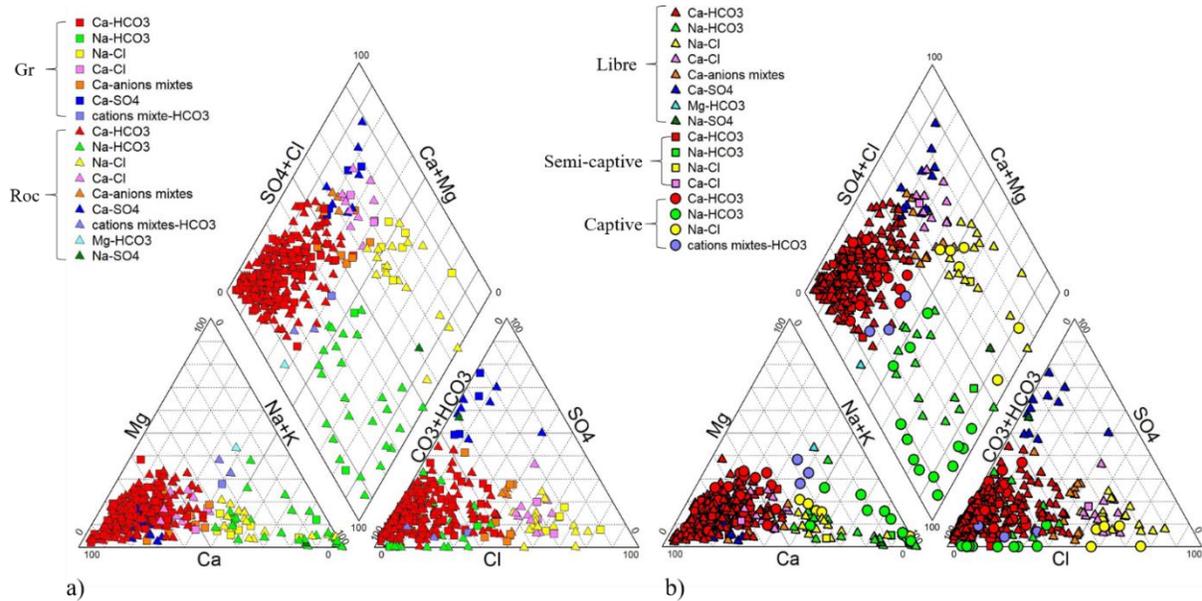


Figure 5.1 Types d'eau selon a) le type d'aquifère (dépôts meubles ou roc fracturés) et b) selon le type de nappe (libre, semi-captive ou captive).

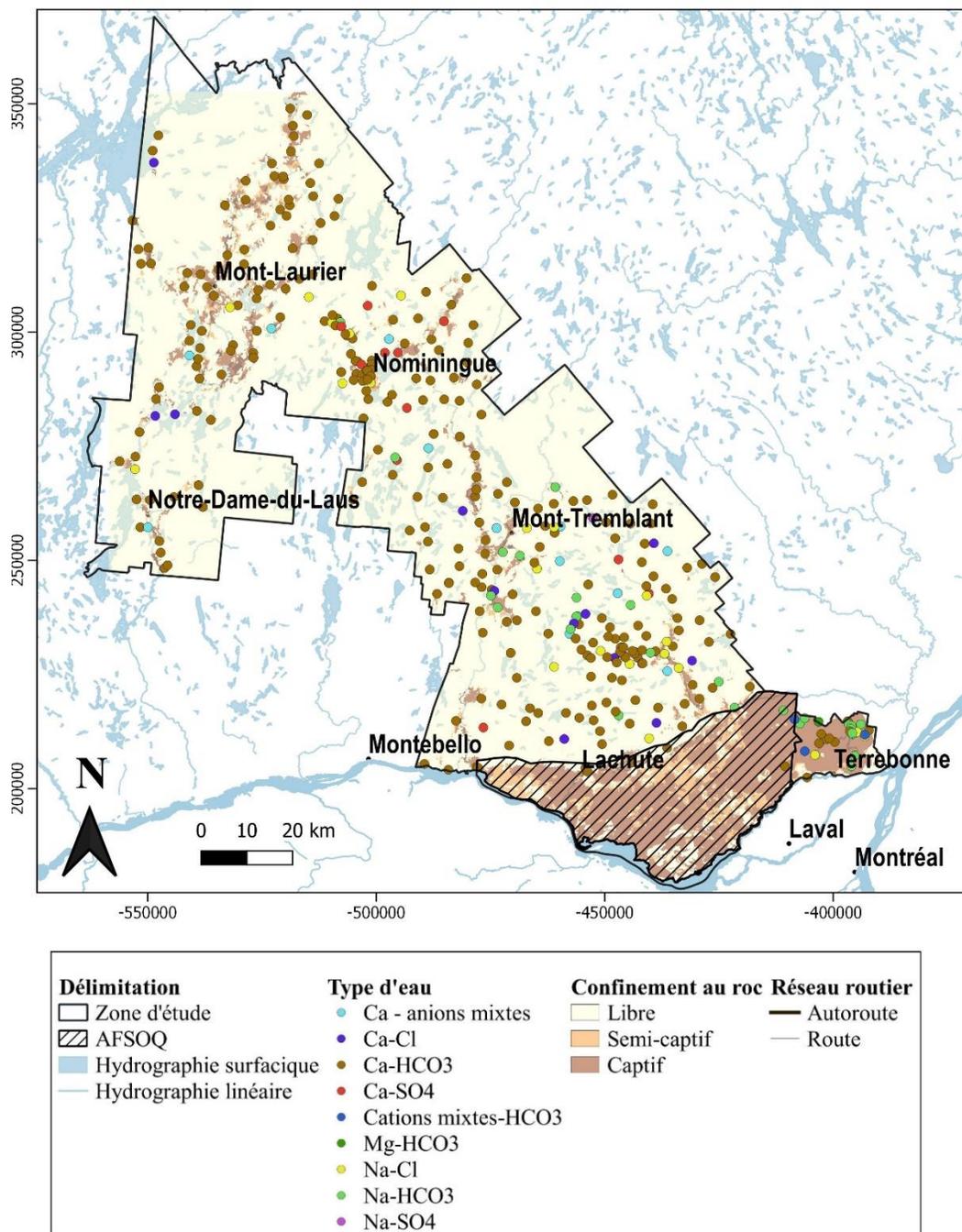


Figure 5.2 Localisation des types d'eau sur la zone d'étude.

5.1.2 Types d'eau des trois bassins versants expérimentaux

Dans le bassin-versant de la rivière Sagouay, 29 puits ont été échantillonnés. Les puits se trouvent dans les dépôts meubles (n=17) en condition de nappe libre et dans le roc (n=12) en condition semi-captif (n=2) et libre (n=27). Le type d'eau dominant est Ca-HCO₃ (n=23), suivi du type d'eau Na-Cl (n=4) et des types d'eau Ca-SO₄ (n=2) et Na-HCO₃ (n=1), tous en condition semi-captive (figure 5.3).

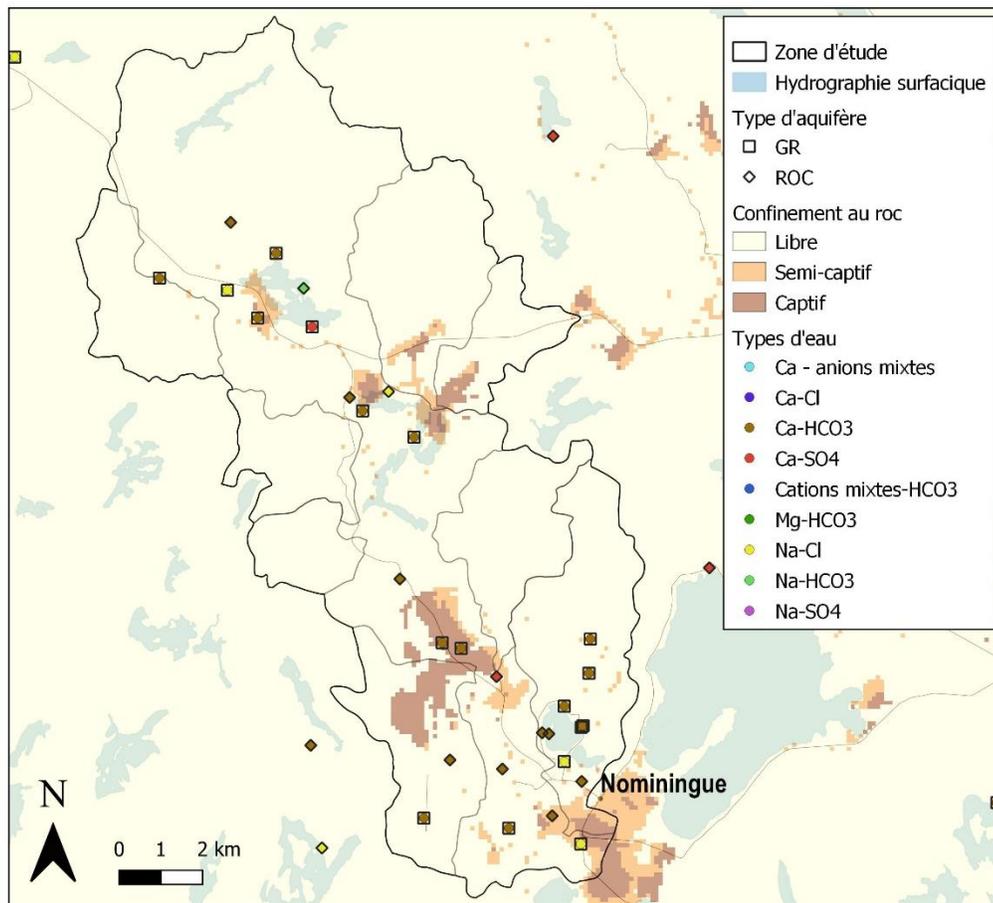


Figure 5.3 Localisation des types d'eau souterraine, du type d'aquifère et du type de nappe sur le bassin-versant de la rivière Sagway.

Dans le bassin-versant de la rivière à Simon, 31 puits ont été échantillonnés. Tous les puits se trouvent en nappe libre, soit dans le roc (n=27) ou dans le granulaire (n=4). Le type d'eau dominant est Ca-HCO₃ (roc n=21, dépôts meubles n= 4). Les types d'eau Ca-Cl et Na-Cl se retrouvent dans deux puits au roc et dans deux puits dans les dépôts meubles. Le dernier type d'eau Na-HCO₃ se retrouve dans deux puits au roc en amont et en aval du bassin-versant (figure 5.4).

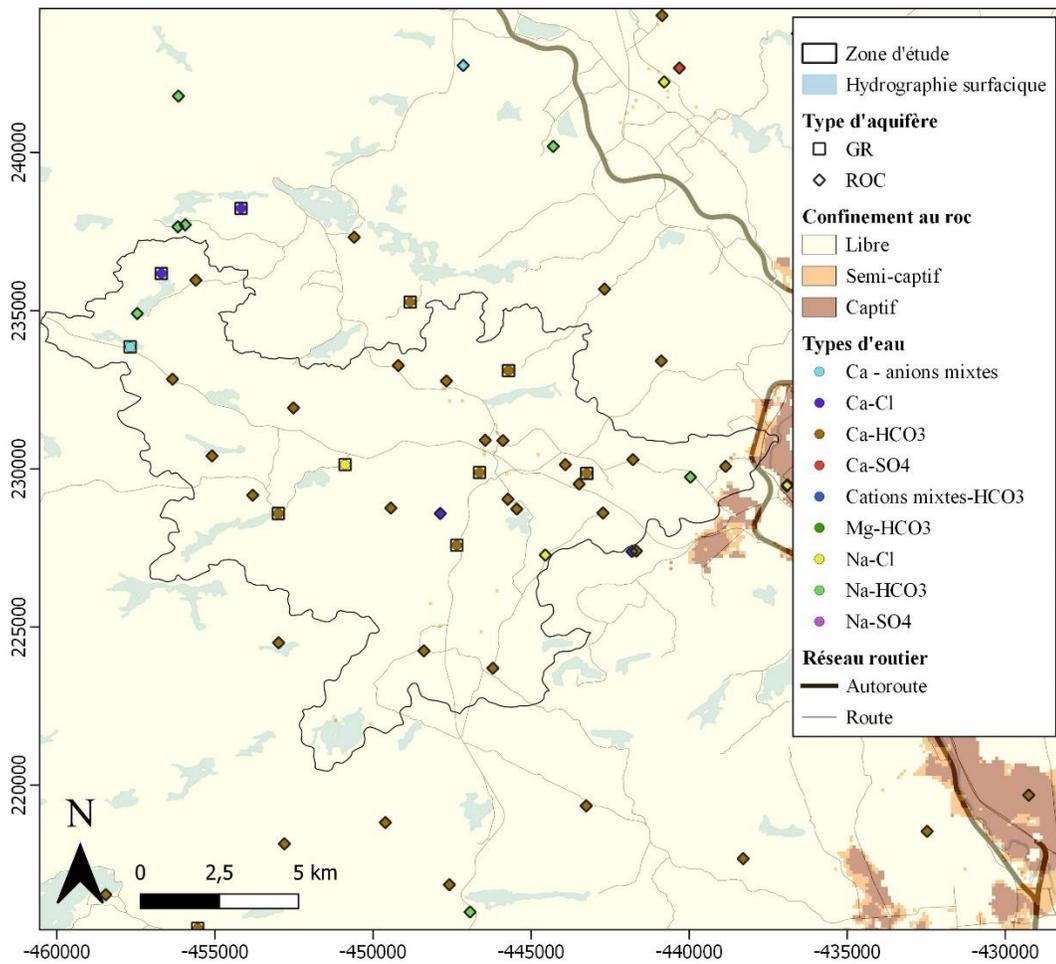


Figure 5.4 Localisation des types d'eau souterraine, du type d'aquifère et du type de nappe sur le bassin-versant de la rivière à Simon.

Dans le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche, 20 puits ont été échantillonnés. La majorité des puits se trouvent dans le socle rocheux (n=17) en condition de nappe captive sous les dépôts glacio-marins d'eau profonde MGb. Le premier type d'eau d'importance est Na-HCO₃ (n=8) dans le roc captif (n=6) et dans les dépôts meubles captifs (n=2). Le type d'eau Ca-HCO₃, se retrouve uniquement dans le roc en condition captive (n=7). Deux échantillons de type Na-Cl sont également présents, tous deux dans le roc en conditions de nappe captive, ces échantillons présentent des concentrations en bromures élevées (10mg/L et 3,8 mg/L) ainsi qu'une conductivité élevée (6138 μ S/cm et 3744 μ S/cm). Enfin, deux échantillons de type cations mixtes-HCO₃ dans le roc captif ainsi qu'un échantillon Mg-HCO₃ également en nappe captive, un peu en dehors de la zone d'étude ont également été observés (figure 5.4).

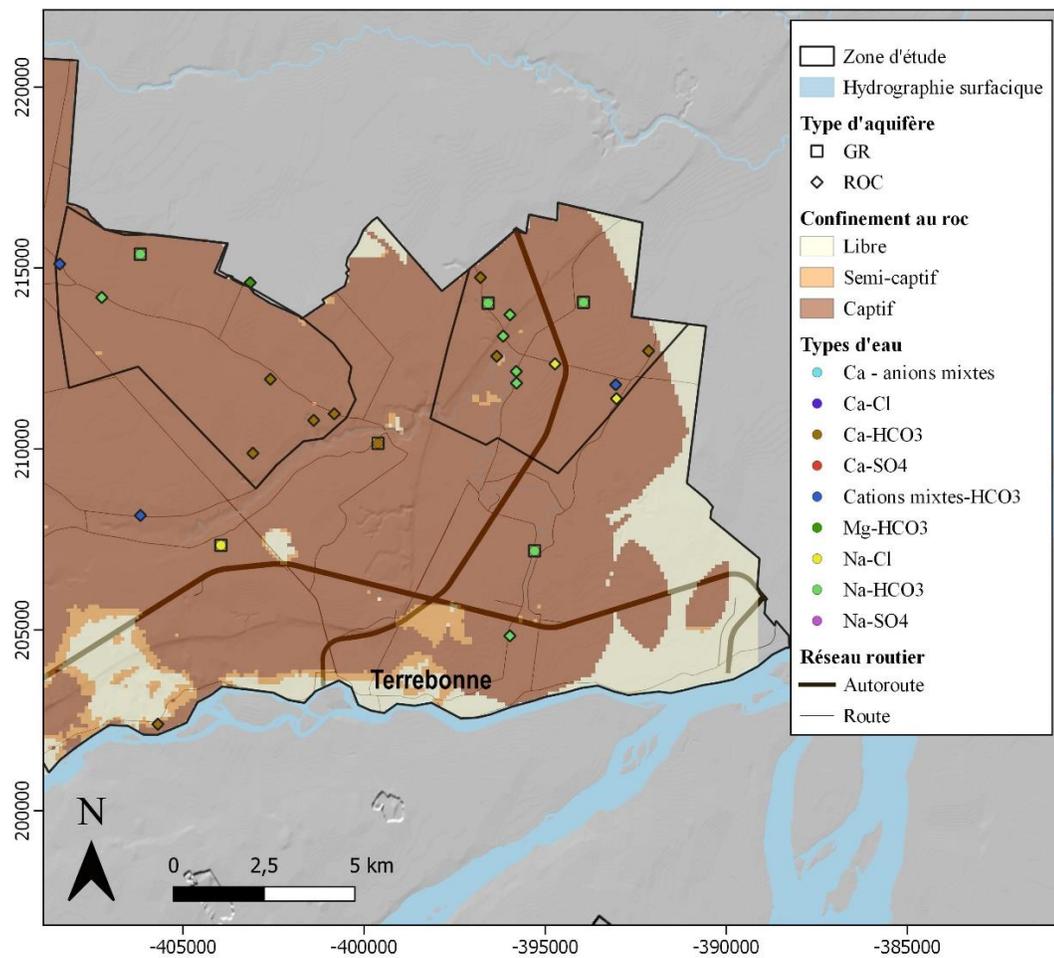


Figure 5.5 Localisation des types d'eau souterraine, du type d'aquifère et du type de nappe sur le sous bassin-versant de la rivière Mascouche.

5.1.3 Isotopes stables de l'eau ^{18}O et ^2H .

L'échantillonnage des précipitations a été réalisé sur 12 mois entre mai 2019 et mai 2020 pour les stations Arundel (191 m d'altitude) et Ferme-Neuve (233 m d'altitude). Les eaux souterraines échantillonnées dans la région sont regroupées avec des valeurs médianes de $-78,8 \text{ ‰ } \delta^2\text{H}$ et $-11,5 \text{ ‰ } \delta^{18}\text{O}$. Les compositions isotopiques obtenues pour l'eau souterraine s'alignent sur les deux droites des eaux météoriques locales. Ceci, indique que l'évaporation de l'eau des précipitations dans le sol ou préalablement à son infiltration est négligeable et que l'interaction entre le roc en place et l'eau de pluie n'entraîne pas de modification isotopique significative témoignant d'une recharge assez récente (Cloutier, 2004). La composition isotopique des précipitations est appauvrie en saison froide par rapport à la saison estivale et s'échelonne sur un intervalle beaucoup plus grand que celui de l'eau souterraine. La distribution des isotopes de l'oxygène et des deux isotopes de l'hydrogène entre l'eau vapeur atmosphérique et l'eau des précipitations est contrôlée par la loi d'action des masses dont le coefficient dépend de la température (très peu de la pression). Entre autres, quand l'eau liquide (ou solide) qui se condense à partir de vapeur, la molécule contenant l'oxygène lourd se condense plus vite que celle contenant l'oxygène léger. Dans un nuage, plus il fait froid plus la quantité d'eau riche en isotopes lourds qui se condense est importante, ainsi le nuage perd plus d'isotopes ^{18}O et la vapeur restante s'appauvrit encore plus en ^{18}O : le $\delta^{18}\text{O}$ devient de plus en plus négatif. La recharge dans la région se produit surtout au cours des mois de printemps et d'automne. La signature isotopique des précipitations de ces mois correspond d'ailleurs à la gamme de celle des eaux souterraines. La composition des eaux souterraines est enrichie par rapport à la moyenne des précipitations des deux stations, ce qui pourrait provenir du fait que les eaux plus enrichies de l'automne ont participé abondamment à la recharge pendant l'année au cours de laquelle la composition isotopique des précipitations a été étudiée.

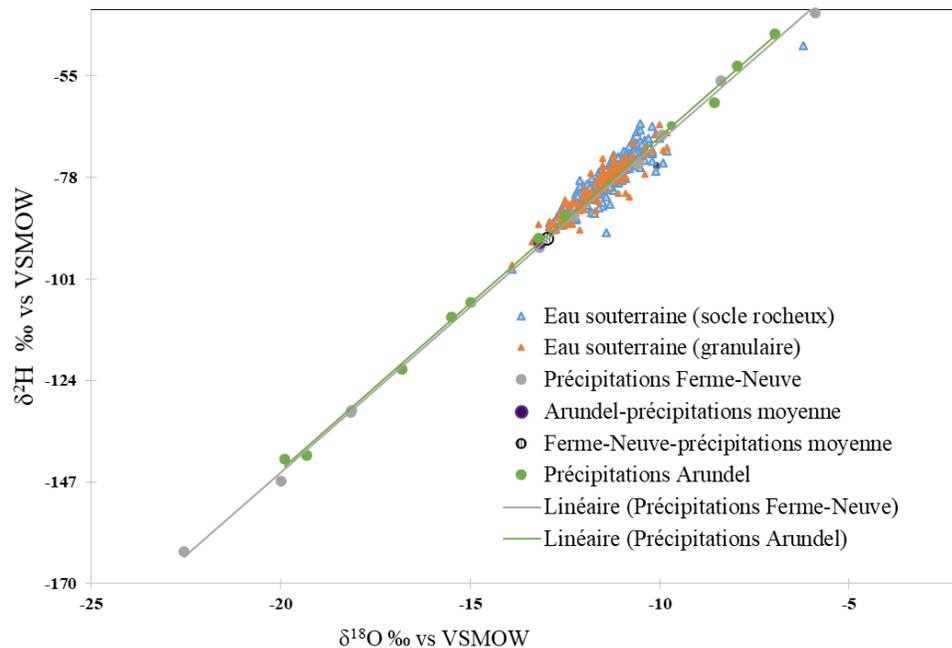


Figure 5.6 Compositions isotopiques des isotopes stables de l'eau et les droites météoriques pour les stations de Ferme-Neuve et Arundel.

La zone d'étude a été découpée en 10 catégories selon la latitude pour montrer l'évolution des signatures isotopiques (figure 5.7). Pour obtenir ces catégories, la longitude du point le plus au nord a été soustraite de celle du plus au sud, puis la différence obtenue a été divisée en dix. La catégorie un représente la partie la plus au sud de la zone et la catégorie 10 la partie la plus au nord de zone. Il existe un gradient de la température de l'air annuel nord-sud d'environ 6°C entre les Basse-Terre et la zone nord de la région d'étude, également un effet orographique est visible sans la zone comprise entre Saint-Sauveur et Morin-Height, dans laquelle il tombe plus de précipitations que dans le reste de la zone (1100mm/an). Dans la vallée de la rivière du lièvre, il tombe aussi moins de précipitations en moyenne (900 à 1000mm/an) que dans le reste de la zone d'étude (1000 à 1125 mm/an) (Larocque et al., 2019). Une évolution plus ou moins marquée de la composition isotopique est visible, les catégories 1-2-3

présente les compositions isotopiques les plus enrichies et les catégories 8-9-10 les compositions isotopiques les plus appauvries. Le lien entre la température, le taux de précipitation et les compositions isotopiques supposent que les eaux souterraines auront des signatures différentes sur la zone d'étude.

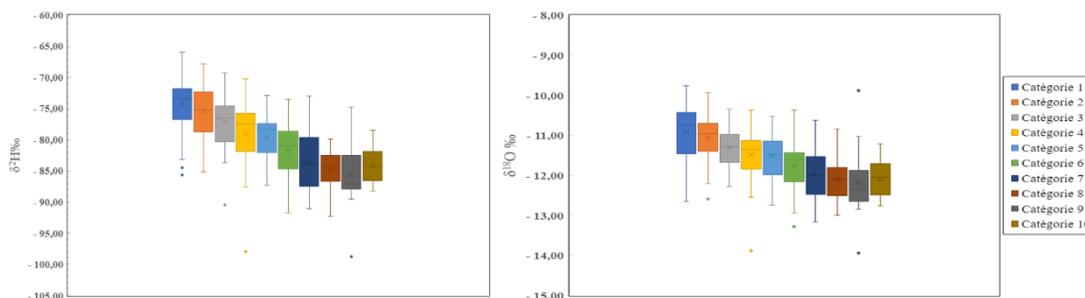


Figure 5.7 Évolution de $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$ en fonction de la latitude.

5.1.4 Processus d'évolution de l'eau souterraine.

Les processus d'échange cationique et de mélange sont mis en évidence dans les échantillons d'eau souterraine (figure 5.8). Beaucoup d'échantillons du type d'eau Ca-HCO_3 montrent un enrichissement en sodium, car ils ne suivent pas la droite de dilution ($\text{Na}=\text{Cl}$). C'est un indicateur direct d'un échange entre les cations Ca et Na . Également, les échantillons du type d'eau Na-HCO_3 se trouvent tous au-dessus de la droite $\text{Na}=\text{Cl}$, ce qui est encore une fois un indicateur de l'échange cationique Ca-Na . Les échantillons du type Na-HCO_3 les plus chargés en sodium suivent davantage la droite Na-Cl et semblent venir se mélanger avec les échantillons du type d'eau Na-Cl . D'ailleurs, les échantillons du type d'eau Na-Cl suivent majoritairement la droite de dilution ce qui démontre un processus naturel d'évolution. Toutefois, les trois échantillons les plus concentrés en chlorures et en sodium sont proches de la composition chimique de l'eau de mer, démontrant qu'ils sont encore influencés par l'eau salée de l'ancienne mer de

Champlain, ou des argiles contenant encore de l'eau salée, alors que les autres sont plus dilués. Enfin, certains échantillons de types d'eau Ca-Cl, Ca-anions mixtes et Ca-HCO₃ présentent un enrichissement en chlorure qui pourrait traduire une origine non naturelle des chlorures.

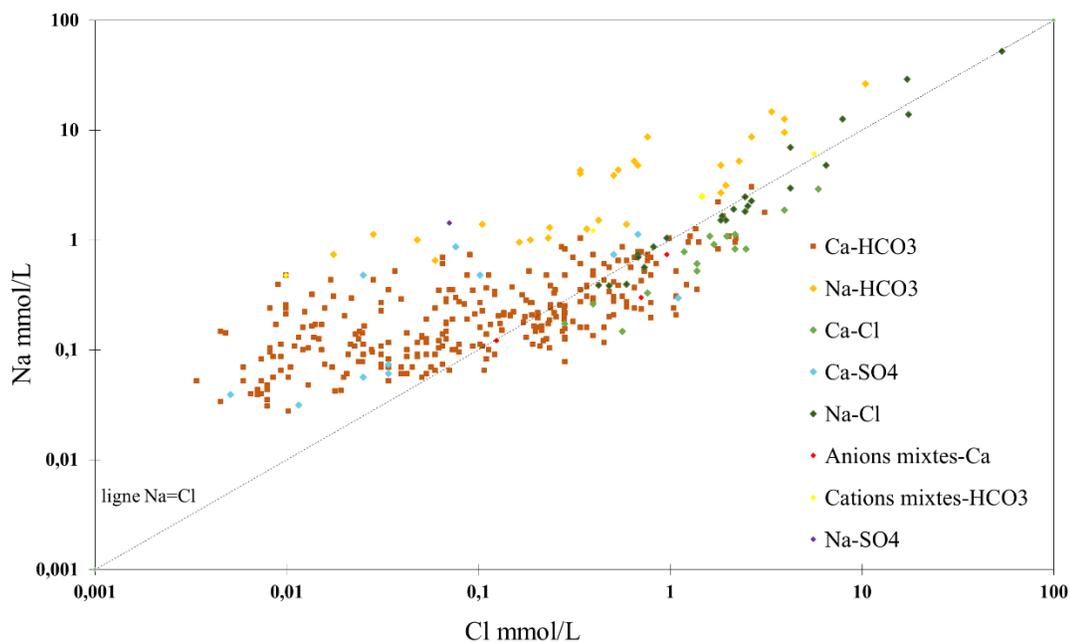


Figure 5.8 Relation Na-Cl qui illustre l'échange cationique entre Ca et Na et le mélange des échantillons.

5.1.5 Dépassements des critères de qualité pour l'eau potable à l'échelle régionale.

Cette section présente les dépassements des normes pour la qualité de l'eau potable pour les éléments ayant présenté un dépassement, soit les concentrations maximales acceptables (CMA) selon le règlement de la qualité de l'eau potable au Québec et pour les objectifs esthétiques (OE) selon Santé Canada (DEPS, 2019 ; Santé Canada, 2019). Les Annexes B.1, B.2 et B.3 montrent la localisation de tous les dépassements OE pour le régional.

Parmi les 390 puits échantillonnés pour les analyses géochimiques, 10 présentent un dépassement du règlement sur la qualité de l'eau potable au Québec. Sept puits excèdent la norme en fluorure, principalement en condition de nappe captive dans l'aquifère rocheux des Basses-Terres du Saint-Laurent, également accompagnés d'un pH supérieur à 7 traduisant des conditions plus basiques. Un dépassement en baryum en nappe captive dans l'aquifère rocheux et deux dépassements en uranium dans le roc en nappe libre proche de la région de Mont-Laurier ont également été identifiés (figure 5.9).

Les analyses bactériologiques (bactéries atypiques, coliformes totaux, *E. Coli* et entérocoques) ont été réalisées dans 361 puits. Au total, 196 dépassements bactériologiques ont été observés dans la région, et 21% des puits présentent au moins un dépassement de norme. Ceux-ci se trouvent principalement en condition de nappe libre (n=173) dans les dépôts granulaires (n=150). Les dépassements en bactérie *E. Coli* représentent 7% (n= 26) des dépassements, les bactéries entérocoques 11% (n=39), les bactéries atypiques 16% (n=58) et les coliformes totaux 20% (n=73). Au total, 48 puits ont montré des détections de bactéries fécales (*E. Coli* ou entérocoques) rendant l'eau impropre à la consommation et 56 puits ont comptabilisé des détections de bactéries atypiques ou de coliformes totaux rendant les puits non conformes (Tableau 5.2).

Le test du Chi2 a été réalisé afin de comparer, à l'échelle de la zone d'étude et à celle des trois bassins versants expérimentaux, si le type de puits, l'occupation du territoire, le type de nappe et la présence d'acétaminophène (impact humain) sont des paramètres qui viennent influencer le nombre de détections de bactéries fécales (Tableau 5.3). Les puits de surface pour le régional et pour le sous bassin-versant de la rivière Mascouche montrent plus souvent une détection de bactéries fécales que les puits tubulaires, montrés grâce aux pvalue du test statique ($p < 0,05$ et $p=0,001$ respectivement). De plus les puits en nappe libre montrent eux aussi plus de détection pour les bactéries fécales que les puits en nappe captive et semi-captive ($p=0,04$). Autrement, les autres paramètres testés aucun ne montre pas de différences significatives quant à la détection de bactérie fécale ($p>0,05$).

Pour les objectifs esthétiques, 10 puits montrent un dépassement en sodium, principalement dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et dans le Bouclier canadien, six en condition de nappe captive et quatre en nappe libre. Deux de ces puits présentent aussi des dépassements en chlorures. Vingt-deux puits présentent des dépassements en dureté totale, 10 se trouvent dans les Basses-Terres du Saint Laurent et 12 dans le Bouclier canadien. Plusieurs puits excédant la dureté totale présentent aussi des dépassements en sodium et en matières totales dissoutes. Trente-trois puits présentent un dépassement en matières totales dissoutes (MDT), 20 (53%) sont situés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent en condition de nappe captive, dont 17 dans l'aquifère rocheux et 3 dans les dépôts meubles. En condition de nappe libre, 14 de ces puits sont dans l'aquifère rocheux et trois dans l'aquifère granulaire. Cinq puits présentent des dépassements en chlorures dont trois sont situés dans l'aquifère rocheux captif des Basses-Terres du Saint-Laurent et deux dans l'aquifère rocheux à nappe libre du Bouclier canadien.

En tout, 153 puits présentent un dépassement de l'objectif esthétique pour le pH, 121 puits ont un $\text{pH} < 7$, dont 77 en condition de nappe libre dans les dépôts meubles et 67 dans le socle rocheux. Pour les échantillons possédant des $\text{pH} > 7$ ($n=32$), trois se trouvent dans le socle rocheux captif et un dans les dépôts meubles en condition de nappe libre tandis que 28 échantillons sont dans l'aquifère rocheux en nappe libre. Trente puits présentent un dépassement pour le Fe et 94 dépassements pour le manganèse, répartis sur la zone d'étude. Les puits qui présentent un dépassement en Fe présentent aussi en majorité un dépassement en manganèse et se trouvent pour la plupart en condition réductrice. Seize dépassements ont été observés pour les sulfures, dont 10 dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. Les dépassements se trouvent dans quatre contextes hydrogéologiques différents soient, en nappe captive dans le roc ($n=9$) et les dépôts meubles ($n=1$), ainsi qu'en nappe libre dans le roc ($n=5$) et les dépôts meubles ($n=1$).

5.1.6 Dépassements des critères de qualité pour l'eau potable sur les bassins versants expérimentaux

Sur le bassin de la rivière Saguay, un dépassement en uranium a été observé en aval de la zone d'étude dans l'aquifère rocheux. Huit dépassements (32%) pour la bactérie *E. Coli* ont été relevés dans le granulaire ($n=6$) et deux dans le roc ($n=2$). La plupart de ces dépassements sont accompagnés d'un dépassement pour les bactéries entérocoques (figure 5.8). Six puits montrent également des dépassements en bactéries atypiques (10%) et totales (8%), dont quatre, regroupés autour du même lac dans les dépôts meubles. Vingt puits (13%) présentent un dépassement de la norme pour le pH. Six dépassements (7%) en Mn sont observés dont, quatre dans le roc et deux dans les dépôts meubles. Enfin, on retrouve un dépassement en MTD, Al et Fe dans la même zone (Annexe B.4).

Sur le bassin-versant de la rivière à Simon, deux dépassements (8%) pour la bactérie *E. Coli* sont observés, un dans le roc et un dans le granulaire. Six dépassements répartis sur la zone pour les bactéries atypiques (n=10) et totales (8%) sont relevés essentiellement dans le roc (n=5) (figure 5.8). Des dépassements en sulfures et MTD ont été mesurés dans un puits se trouvant dans le roc au bord d'un lac. Un dépassement en dureté est observé en amont du bassin-versant dans un puits de surface. Neuf dépassements (5%) pour le pH sont notés, répartis sur toute la zone dans le roc. Enfin, deux dépassements (2%) en Mn sont observés tous deux dans le roc (Annexe B.5).

Sur le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche, des dépassements chimiques et bactériologiques ont été relevés, de même que quatre paramètres d'ordre esthétique (Annexes B.6, B.7 et B.8). Trois échantillons présentent un dépassement en fluorures (42%) dans l'aquifère rocheux en condition de nappe captive. Un dépassement en Ba a été mesuré en condition de nappe captive dans le socle rocheux. Quatre puits dépassent la norme de potabilité pour les bactéries *E. Coli*. Tous sont des puits de surface situés en condition de nappe libre. Quatre autres puits qualifiés de « non conforme » (i.e potable, mais ayant un dépassement en coliforme totaux ou en bactérie atypique), se trouvent dans des puits de surface (n=2) et dans des puits tubulaires (n=2), présentent aussi des dépassements bactériologiques pour les bactéries atypiques (6%) et totales (5%) (figure 5.8). Ces types de dépassement apportent des informations sur l'entretien ou l'étanchéité du puits qui pourrait faire défaut. Huit dépassements (50%) de l'objectif esthétique ont été mesurés pour les sulfures, soit sept en nappe captive et un en nappe libre principalement dans le roc (n=14). Quatre dépassements (40%) en sodium en nappe captive dans le roc. Onze dépassements (32%) de l'objectif esthétique pour les MDT ont été mesurés en nappe captive dans le roc. On dénombre six dépassements (26%) du critère esthétique de la dureté, tous les puits se trouvent en condition de nappe captive.

Tableau 5.2 Dépassements des critères de qualité de l'eau potable incluant les concentrations maximales acceptables et les objectifs esthétiques.

Paramètres	Unités	Normes	Nombre d'échantillon	Granulaire			Fracturé			Nombre de dépassement
				C	S-C	L	C	S-C	L	
Normes	Objectifs esthétiques									
Manganèse	mg/L	≤ 0,05	392	4	0	0	52	11	11	78
Fer	mg/L	≤ 0,3	392	1	1	10	4	2	13	31
Dureté	mg/L	≤ 200	392	1	0	5	9	1	7	23
MDT	mg/L	≤ 500	392	1	0	5	16	0	12	34
pH	mg/L	≤ 6,5 et 8,5 ≤	392	4	1	65	11	6	66	153
Sulfure	mg/L	≤ 0,05	392	2	0	0	9	0	5	16
Sodium	mg/L	≤ 200	392	0	0	0	5	0	5	10
Aluminium	mg/L	≤ 0,1	392	0	0	6	0	0	3	9
Chlorures	mg/L	≤ 250	392	0	0	0	3	0	2	5
Normes	Concentrations maximales acceptables									
Fluorures	mg/L	> 1,5	397	0	0	0	5	1	1	7
Uranium	mg/L	> 0,02	397	0	0	0	0	0	2	2
Baryum	mg/L	> 1	397	0	0	0	1	0	0	1
Bactérie Atypique	UFC/Mem	> 199	361	6	1	30	4	0	17	58
Coliformes Totaux	UFC/100 ml	>10	361	8	1	29	8	0	27	73
Bactéries entérocoques	UFC/100 ml	0	361	5	0	23	3	0	8	39
Bactéries E.colis	UFC/100 ml	0	361	5	0	14	4	0	2	25

Tableau 5.2 Résultats du test du chi2 sur les paramètres pouvant influencer la présence de bactéries fécales (*E. Coli* et entérocoques) au niveau régional et pour les trois bassins expérimentaux.

Paramètre	Catégorie	Présence	Absence	p_value
Régional				
Type aquifère	Dépôts meubles	33	53	<0,03
	Roc	13	202	
Type de nappe	Libre	34	257	0,04
	Semi-captive	0	18	
	Captive	10	40	
Occupation du territoire	Agricole	7	40	> 0,05
	Forestier	22	202	
	Anthropique	16	114	
Acétaminophène	Oui	5	37	>0.05
	Non	62	273	
Bassin-versant de la rivière Saguay				
Type aquifère	Dépôts meubles	6	9	>0.05
	Roc	2	6	
Type de nappe	Libre	8	15	>0.05
	Captive	0	0	
Occupation du territoire	Agricole	1	1	>0.05
	Forestier	3	12	
	Anthropique	4	2	
Acétaminophène	Oui	0	9	>0.05
	Non	3	20	
Bassin-versant de la rivière Simon				
Type aquifère	Dépôts meubles	1	3	>0,05
	Roc	1	27	
Type de nappe	Libre	2	27	>0.05
	Captive	0	0	
Occupation du territoire	Forestier	2	14	>0.05
	Anthropique	0	9	
Acétaminophène	Oui	0	8	>0.05
	Non	2	16	

Sous bassin-versant de la rivière Mascouche				
Type aquifère	Dépôts meubles	4	0	0,001
	Roc	0	11	
Type de nappe	Libre	1	1	>0.05
	Captive	3	16	
Occupation du territoire	Agricole	3	9	>0.05
	Forestier	0	0	
	Anthropique	1	2	
Acétaminophène	Oui	1	3	>0.05
	Non	3	12	

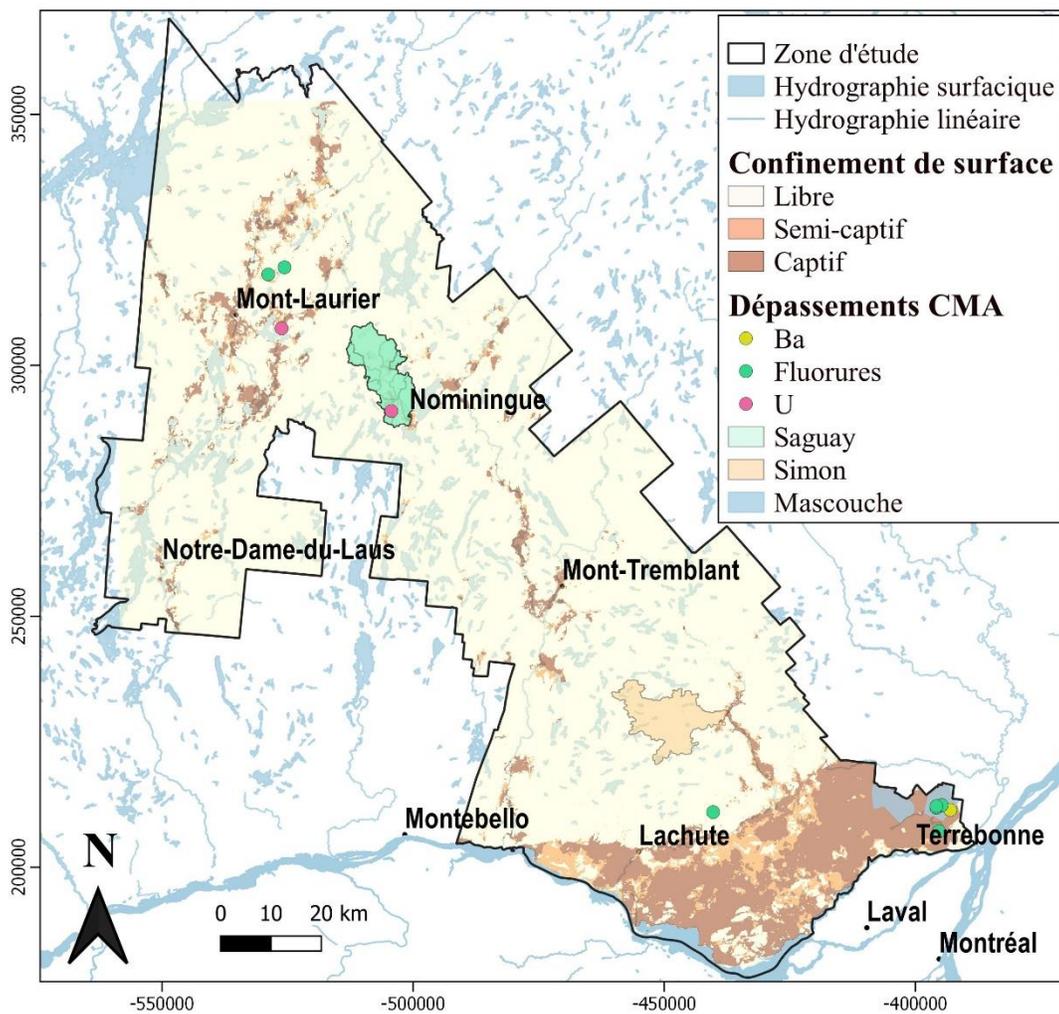


Figure 5.9 Localisation des dépassements de la concentration maximale acceptable (CMA) pour le baryum, les fluorures et l'uranium.

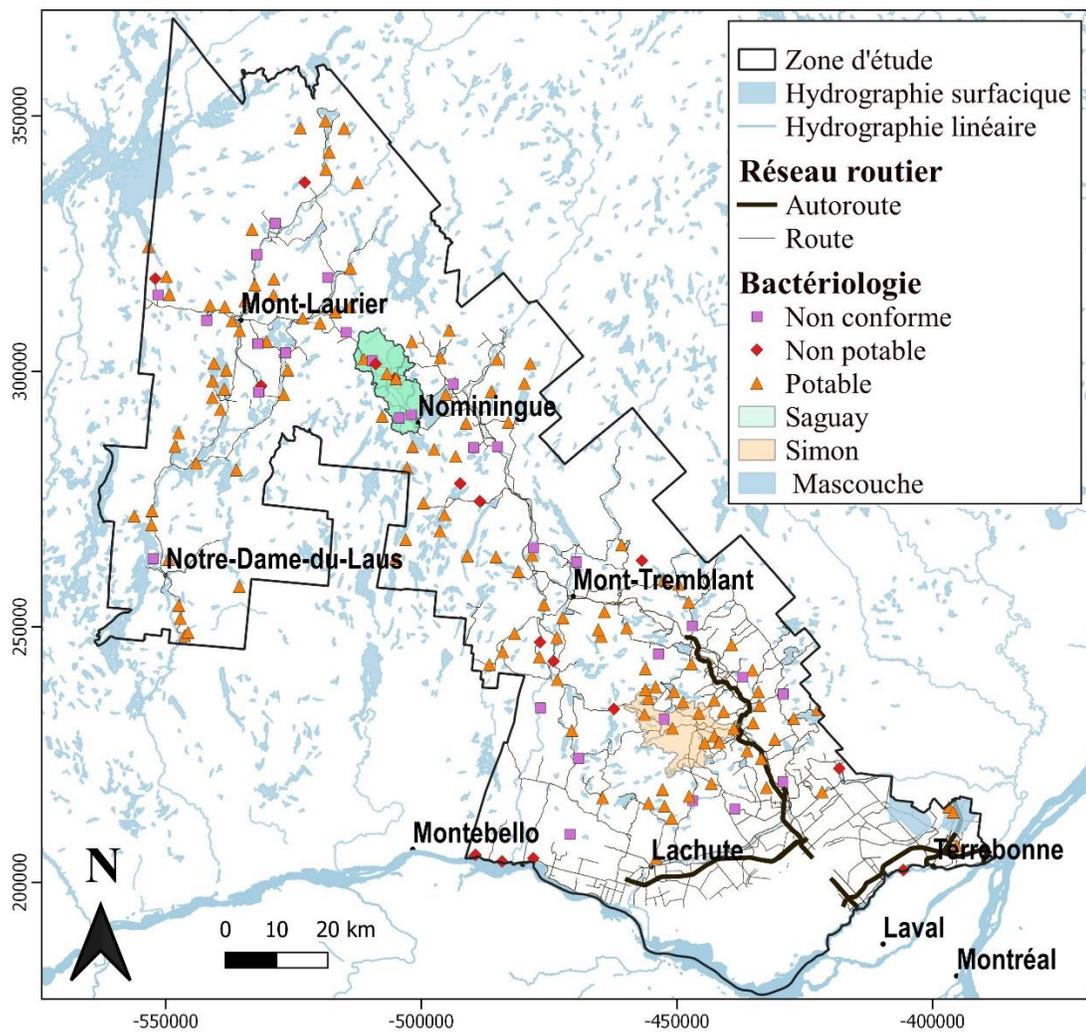


Figure 5.10 Localisation des dépassements bactériologiques.

5.2 Analyses multivariées

5.2.1 Classification ascendante hiérarchique (CAH)

Un traitement statistique multivariable a été réalisé sur les 370 échantillons, en utilisant 12 paramètres physico-chimiques pour distinguer des familles d'échantillons. Pour pouvoir comparer les éléments ayant des gammes de concentrations différentes (anions majeurs et mineurs), les données ont été normalisées (ie.avec une transformation logarithmique), centrées sur la médiane et standardisées au moyen de l'écart-type de la série (Cloutier et al., 2008). Le classement a été obtenu par ensembles hiérarchiques en fonction de leurs ressemblances sous forme d'un dendrogramme entre 12 paramètres physico-chimiques en fixant la distance euclidienne à 4 (figure 5.11).

- Éléments majeurs (Ca, Na, Mg, K, HCO₃, Cl, SO₄)
- Éléments mineurs (F, Mn)
- Éléments traces (Ba, Si)
- pH

Le traitement multivariable donne six ensembles (G1 à G6). Le nombre de groupe choisi a été défini en plaçant la distance euclidienne arbitrairement à 4, néanmoins il semble assez grand pour différencier adéquatement les échantillons selon l'inertie entre les ensembles. Les ensembles se répartissent de gauche à droite de E1 à E6. Deux séparations peuvent être faites entre les six groupes soit d'un côté le groupe E1, E2 et E3 qui montre entre eux une grande ressemblance, cependant E2 et E3 sont plus proches entre eux qu'avec E1. Le deuxième groupe composé de E4, E5 et E6 montre entre eux une grande ressemblance, néanmoins E5 et E6 sont plus proches entre eux qu'avec E4.

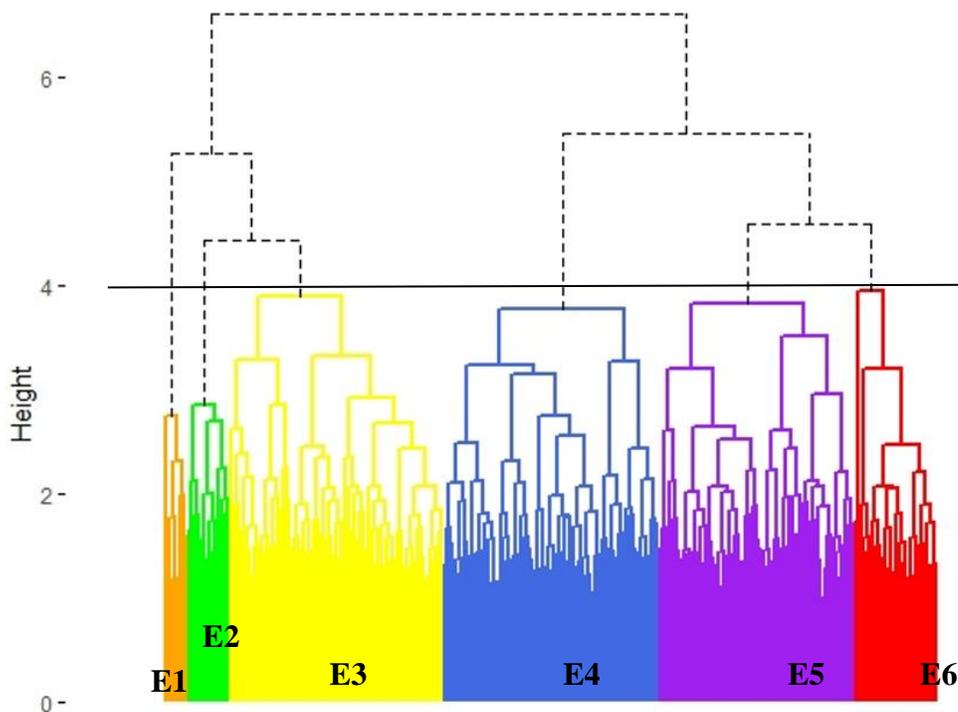


Figure 5.11 Résultat de l'analyse sous forme de dendrogramme pour les 370 échantillons selon la méthode de Ward et la distance euclidienne (Ward, 1963).

L'ensemble E1 comporte 94 échantillons qui se répartissent principalement dans le Bouclier canadien en condition de nappe libre (91 échantillons) et dans le roc (70 échantillons) (figure 5.7). Il est composé à 75% du type d'eau Ca-HCO₃, 10% du type Na-Cl et 8% du type Ca-Cl (figure 5.12a). L'ensemble représente des eaux moyennement minéralisées (figure 5.12b) avec un pH neutre, et des conditions oxydantes avec potentiel redox moyen de 95mV (Tableau 5.3).

L'ensemble E2 comporte 39 échantillons principalement dans le roc (n=31). Il est localisé majoritairement dans la partie aval de la zone d'étude dans le Bouclier canadien, de la Conception jusqu'à Saint-Colomban (figure 5.7). Il est composé à 82% du type d'eau Ca-HCO₃, 12% du type d'eau Na-HCO₃ (figure 5.12a). L'ensemble représente des eaux faiblement minéralisées (figure 5.10b), entièrement en condition de nappe libre, avec un pH neutre à basique (7,64), dans des conditions oxydantes avec un potentiel redox de 96,4 mV (Tableau 5.3).

L'ensemble E3 comporte 103 échantillons localisés à 98% dans le Bouclier canadien davantage dans les dépôts meubles (n=60). C'est l'ensemble dominant dans le bassin-versant expérimental de la rivière Sagouay (figure 5.7). Il est composé à 83% du type d'eau Ca-HCO₃, 8% du type d'eau Ca-Cl et 5% du type d'eau Ca-SO₄ (figure 5.12a). L'ensemble représente des eaux très faiblement minéralisées (figure 5.12b). Il possède les concentrations médianes en Ca, HCO₃, Mg, SO₄, Na, F les plus faibles, un pH acide se rapprochant le plus de celui de l'eau de pluie (6,15), des conditions oxydantes avec un potentiel redox de 125mV, la valeur de MDT la plus faible de tous les ensembles (97,3 mg/L) de même que pour la conductivité (96 µs/cm) (Tableau 5.3). De plus E3 se trouve essentiellement en nappe libre, avec seulement trois échantillons en nappe captive dans des dépôts quaternaires composés de silt de la vallée de la rivière du Lièvre. Cet ensemble représenterait typiquement les eaux de recharge.

L'ensemble E4 comporte 102 échantillons localisés à 99% dans le Bouclier canadien dans le roc, on le retrouve surtout le long de la vallée de la rivière du Lièvre (figure 5.7). Il est composé à 86% du type d'eau Ca-HCO₃, 6% du type Na-HCO₃ et 5% du type Ca-SO₄ (figure 5.12a). Ce regroupement est très similaire au E1 quand on regarde la concentration des éléments majeurs (figure 5.10b). Il présente la plus forte concentration médiane en Mn (0,042 mg/L) et des conditions réductrices avec un potentiel redox de -75,35 mV (Tableau 5.3). Les échantillons se trouvent en nappe libre

essentiellement, les quelques puits en nappe captive se trouvent tous dans les dépôts glaciolacustres de la vallée de la rivière du Lièvre.

L'ensemble E5 comporte 20 échantillons principalement dans le roc (n=17). La majorité, 60% des échantillons sont localisés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et 40% dans la partie aval du Bouclier canadien dans les bassins versants des rivières Rouge et Du Nord (à l'exception de deux échantillons dans la vallée de la rivière du Lièvre) (figure 5.7). Cet ensemble montre une mixité de faciès dont aucun n'est vraiment dominant. Il est composé à 30% d'eau de type Ca-HCO₃, à 25% d'eau de type Na-HCO₃, à 15% des types d'eaux cations mixtes-HCO₃ et Na-Cl et, à 10% du type Ca-Cl (figure 5.12a). Les puits sont en condition de nappe libre dans le Bouclier canadien (n=9) et en nappe captive dans les Basses-Terres du Saint-Laurent (n=8). Cet ensemble montre les concentrations médianes les plus élevées pour les éléments Ca, Na, SO₄ et Mg, des conditions réductrices avec un potentiel redox de -205 mV et une conductivité élevée (787 µc/cm) (Tableau 5.3). Il représente des échantillons avec une eau plus évoluée et très minéralisée (figure 5.12b).

L'ensemble E6 comporte 12 échantillons principalement dans le roc (n=12) tous localisé dans les Basses-Terres du Saint-Laurent en condition de nappe captive. Il est composé à 80% du type d'eau Na-HCO₃ et 20% du type d'eau Ca-Cl (figure 5.12a). De plus, cet ensemble présente les concentrations médianes les plus élevées pour les éléments Ba, K, Si, Na, HCO₃, Br, F, une conductivité électrique médiane de 879 us/cm, un pH basique (8,51) et des conditions réductrices avec un potentiel redox de -348 mV (Tableau 5.3). L'ensemble montre les eaux les plus minéralisées et les plus basiques avec un pH de 8,51 des ensembles formés.

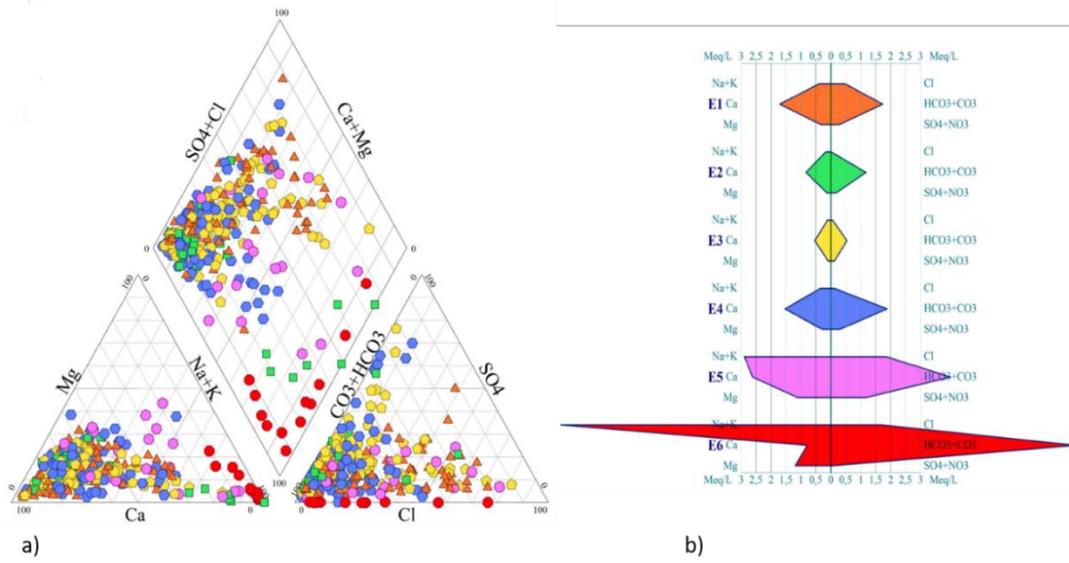


Figure 5.12 a) Diagramme de piper des échantillons associés à leur ensemble b) Diagramme de Stiff des concentrations médianes pour les six ensembles.

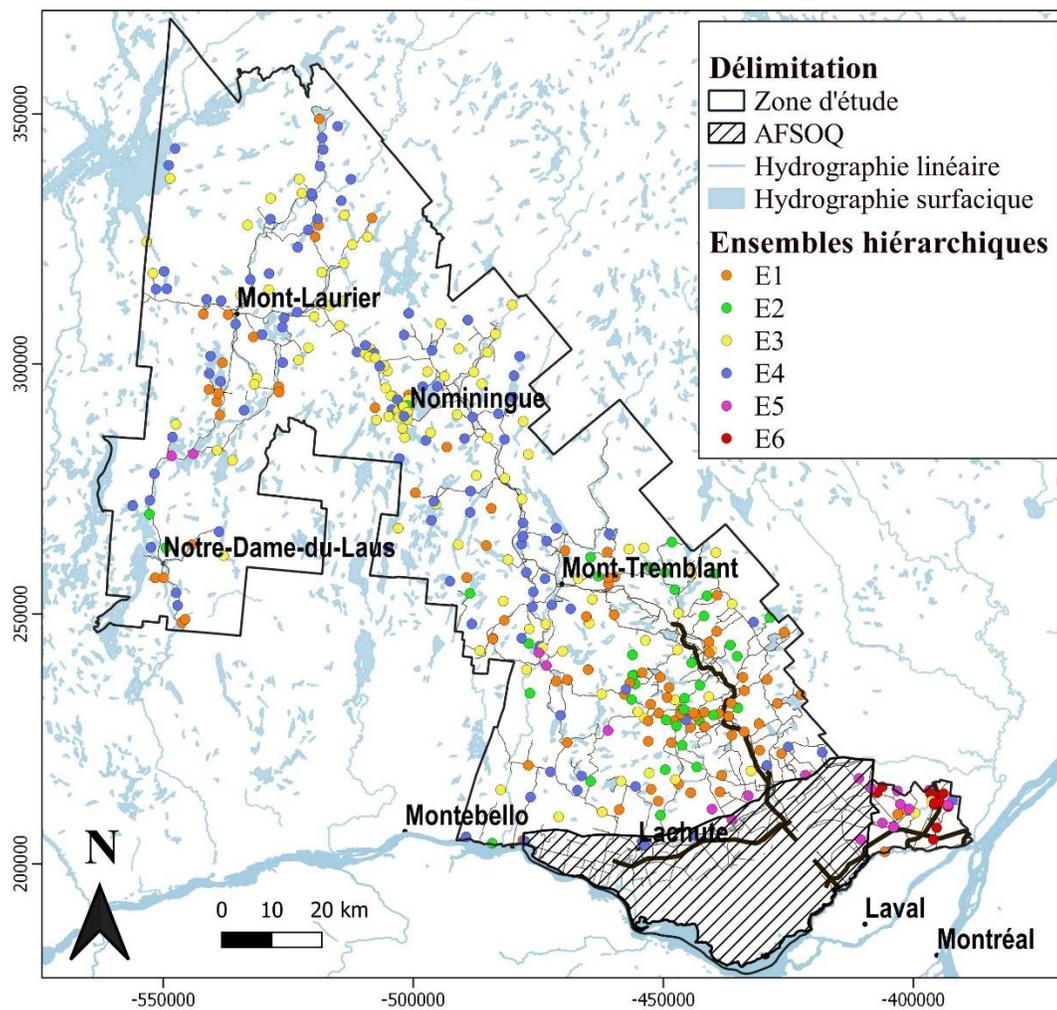


Figure 5.13 Carte de localisation des ensembles hiérarchiques.

Tableau 5.3 Statistiques descriptives des éléments de la classification ascendante hiérarchique, la couleur jaune représente les plus basses valeurs et la couleur orange les plus élevées.

Paramètres Chimiques (mg/L)	Statistique	E1	E2	E3	E4	E5	E6
N		94	39	103	102	20	12
Ba	moyenne	0,023	0,003	0,018	0,045	0,169	0,425
	mediane	0,008	0,001	0,013	0,026	0,125	0,17
	écart-type	0,033	0,003	0,017	0,052	0,162	0,817
Ca	moyenne	39,864	16,944	11,655	35,827	61,735	8,242
	mediane	34	17	11	31	52,5	4,15
	écart-type	21,036	9,574	6,533	17,833	34,934	8,828
Cl	moyenne	28,937	8,085	5,367	10,639	118,485	279,167
	mediane	17,5	1	1,9	4,35	66	60,5
	écart-type	30,143	26,687	9,698	15,899	143,47	541,805
Mg	moyenne	4,846	2,081	1,424	4,782	17,635	11,192
	mediane	4,1	1,7	1,2	3,75	13,5	8,9
	écart-type	3,125	1,362	0,826	2,812	11,852	9,988
Mn	moyenne	0,023	0,001	0,017	0,113	0,174	0,003
	mediane	0,001	0,001	0,003	0,042	0,025	0,002
	écart-type	0,12	0,003	0,059	0,167	0,463	0,002
K	moyenne	1,275	0,399	1,248	2,502	5,44	9,242
	mediane	0,94	0,33	1,1	2,35	4,05	6,9
	écart-type	1,045	0,297	1,012	1,365	3,58	5,159
Si	moyenne	6,743	6,621	5,302	7,284	6,61	7,558
	mediane	6,25	6,4	4,9	6,55	6,8	7,35
	écart-type	3,186	2,066	1,927	2,897	2,003	1,82
Na	moyenne	14,422	13,81	3,863	9,376	92,59	335,083
	mediane	8,75	3,8	2,3	6,75	64,5	200
	écart-type	14,485	31,357	5,384	7,431	87,951	336,587
SO ₄	moyenne	17,248	12,438	6,909	21,036	53,055	0,854
	mediane	13	8,4	5,8	14	57	0,495
	écart-type	12,668	13,859	3,695	25,843	36,851	1,035
pH	moyenne	6,993	7,704	6,165	7,764	7,647	8,49
	mediane	7,11	7,64	6,15	7,75	7,545	8,51
	écart-type	0,666	0,771	0,6	0,804	0,858	0,366
HCO ₃	moyenne	120,681	75,72	38,184	124,14	290,73	605,43
	mediane	106,663	71,921	32,913	94	243,8	499,79
	écart-type	66,897	31,966	24,019	39,968	132,43	284,42
F	moyenne	0,062	0,056	0,057	0,357	0,553	1,181
	mediane	0,046	0,041	0,041	0,22	0,29	1,1
	écart-type	0,058	0,07	0,052	0,385	0,896	0,469
Autres éléments							
Nappe		94% libre	100% libre	97% libre	94% libre	70% libre	100% captive
Br (mg/L)	mediane	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,435
Potentiel-redox (mV)	mediane	95	96,4	125	-75,35	-205	-348
Conductivité (us/cm)	mediane	285	143	96	239	787	879
MDT (mg/L)	mediane	304	181	97	292	511	717
Dureté (mg/L)	mediane	133	52	32	95	222	49
NO₂-NO₃ (mg/L)	mediane	0,55	0,15	0,29	0,01	0,01	0,01
Légende	Valeur minimale	Valeur maximale					

5.2.2 Analyse en composante principale

L'analyse en composante principale a été réalisée à la suite de la classification ascendante hiérarchique. Les éléments et ions peuvent être divisés en trois groupes, soit SO_4 , Ca, pH, Mn et Si puis F, Mg, HCO_3 et K et enfin Cl, Na et Ba. Le premier groupe participe principalement à la dimension 2, le deuxième groupe uniquement à la dimension 1 et le dernier groupe principalement à la dimension 1, mais contribue un peu à la dimension 2. Les éléments F, Mg, HCO_3 et K ont peu contribué à la séparation des groupes (figure 5.14). Également les ensembles 1- 2- 3 sont assez similaires et ne se séparent pas vraiment sur les composantes, l'ensemble 4 se différencie un peu plus de 1- 2- 3, l'ensemble 5 davantage et vient englober légèrement la composante 1, enfin, l'ensemble 6 se différencie complètement avec Cl, Ba et Na (la salinité de la composante 1).

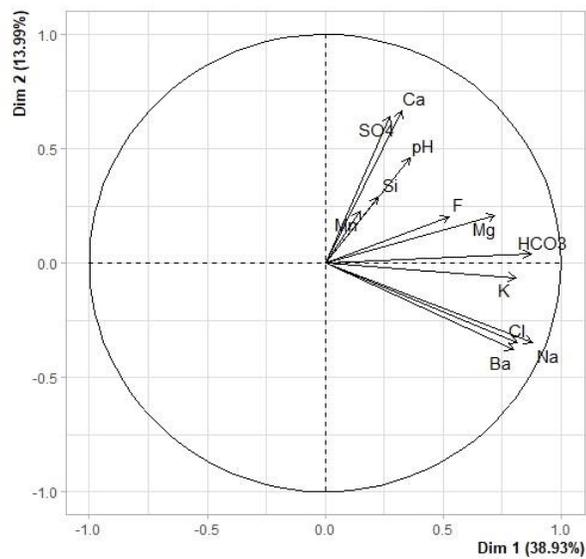


Figure 5.14 Projection des variables selon les deux composantes principales

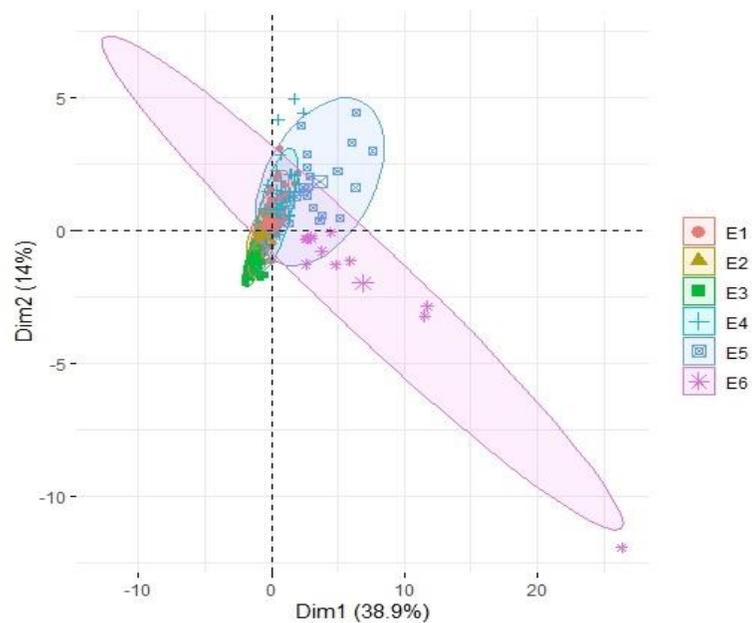


Figure 5.15 Projection des échantillons selon les deux composantes principales.

Les deux composantes principales expliquent 53% de la variance (tableau 5.4). La composante 1 qui explique 39% de la variance, elle est reliée à la salinité soit avec les concentrations des composés majeurs HCO_3 , Na, Mg, Cl^- , K, auquel sont associés les composés mineurs Ba et F (pas directement reliés). La composante 2 est beaucoup moins importante que la composante 1. Elle représente 14% de la variance et semble impliquer le Ca, SO_4 et le pH. Le pH peut témoigner des conditions plus au moins acides du milieu et le sulfate de l'oxydoréduction.

Tableau 5.4 Coordonnées factorielles des 11 éléments selon les deux composantes principales.

Paramètres	Composante 1	Composante 2
Ba	0,798	-0,3804
Ca	0,325	0,665
Cl	0,815	-0,348
Mg	0,718	0,206
Mn	0,149	0,225
P	0,810	-0,620
Si	0,223	0,289
SO₄	0,878	-0,349
S	0,274	0,642
pH	0,362	0,460
HCO₃ calculée	0,872	0,038
F	0,524	0,201
% de la variance totale	38,9	14.0

5.3 Contaminants organiques

Sur les 384 puits échantillonnés pour les pesticides et les produits pharmaceutiques, 13 puits ont montré des détections pour les pesticides et 44 puits pour les produits pharmaceutiques. Parmi les 45 pesticides testés, sept pesticides différents ont été détectés en quantité trace soit le chlorpyrifos (n=1), phosmet (n=3), parathion (n=2), malathion (n=2), pendiméthaline (n=2), diazinon (n=2) et le dinotefuran (n=1). Sur les 14 produits pharmaceutiques testés, trois molécules différentes ont été détectées en quantité trace, le ciprofloxacine (n=1), la carbamazépine (n=4) et l'acétaminophène (n=44). La plus forte concentration pour les pesticides 360 ng/L (phosmet) a été mesurée dans un puits en condition de nappe libre dans les dépôts meuble en zone agricole dans le Bouclier canadien alors que la moyenne est de 76 ng/L et la concentration minimale de 60 ng/L. La plus forte concentration pour les produits pharmaceutiques 1520 ng/L (acétaminophène) a été détecté dans un puits au roc en condition de nappe libre dans le Bouclier canadien alors que la moyenne est de 389 ng/L et la concentration minimale de 40 ng/L.

Dans le but de corrélérer la présence de l'acétaminophène avec des éléments pouvant se retrouver dans les effluents de fosses septiques (B, NO₃, Cl), le test de Spearman a été réalisé sur les 390 échantillons (Tableau 5.5). Seuls Les chlorures ont être significativement corrélés à la molécule d'acétaminophène dans le bassin- versant de la rivière Saguay (p=0,047), à l'échelle régionale et pour les deux autres bassins versants expérimentaux aucune corrélation n'a été mise en évidence.

Le test du Chi² a montré que les détections de la molécule d'acétaminophène ne varient pas selon le type de puits ou le type de nappe (p > 0,05) (Tableau 5.6). Également, la détection d'acétaminophène ne varie pas significativement selon l'occupation du territoire (agricole, anthropique (résidentiel) ou forestier) (p > 0,05).

Un test de Student a montré que les concentrations en acétaminophène ne sont pas significativement différentes selon que l'aquifère est dans le roc ou dans les dépôts granulaires, à la fois à l'échelle régionale et pour les trois bassins versants expérimentaux ($p > 0,05$) (cf. figure 5.17 et Annexe C.2)

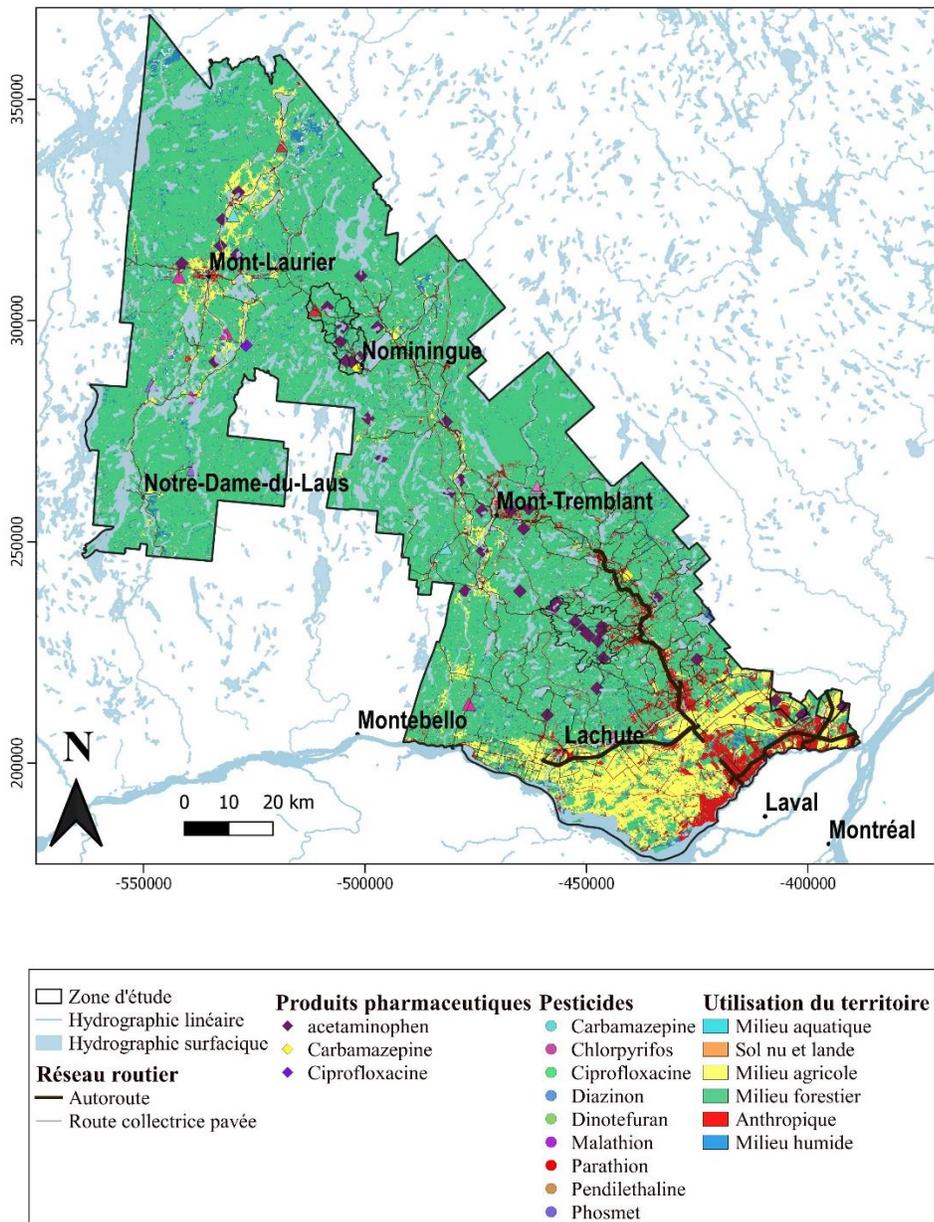


Figure 5.16 Localisation des détections de pesticides et de produits pharmaceutiques

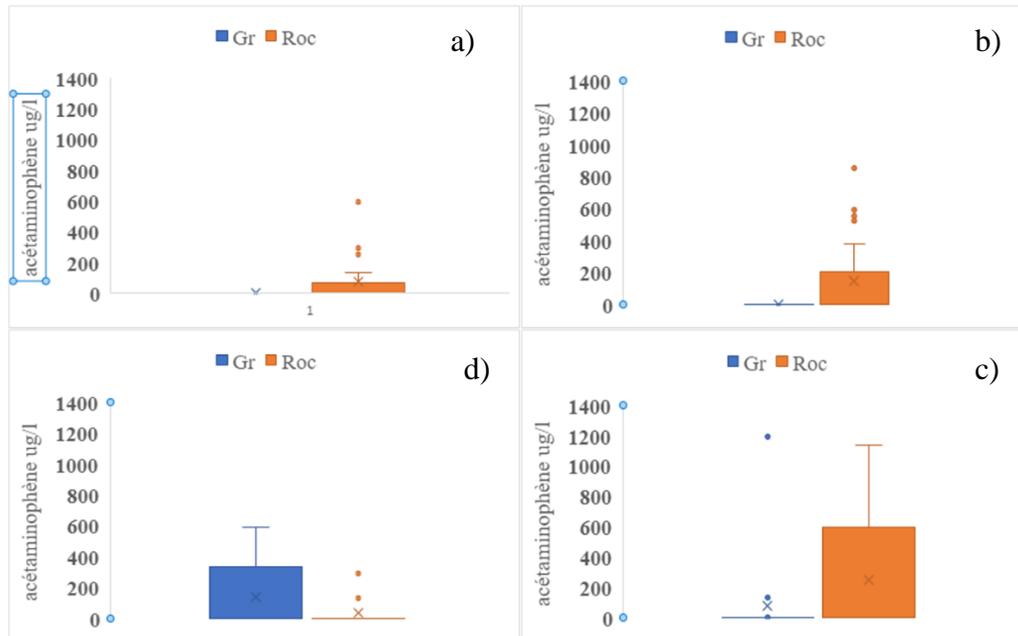


Figure 5.17 Concentrations en acétaminophène (ng/L) selon le type d'aquifère pour a) le bassin-versant de la rivière Simon b) le bassin-versant de la rivière Saguay c) le sous bassin de la rivière Mascouche d) pour toute la zone d'étude.

Tableau 5.5 Résultats du test de corrélation de Spearman pour établir le lien entre la présence d'acétaminophène et les éléments chimiques d'effluents de fosses septiques pour le régional et les trois bassins-versants expérimentaux.

Couples d'éléments	Coefficient de corrélation	p	Seuil de significativité
Acétaminophène/ B	-0,0348	0,4929	0,05
Acétaminophène/ Cl	-0,0429	0,3978	
Acétaminophène/NO₃	-0,0070	0,8892	
Bassin-versant de la rivière Simon			
Acétaminophène/B	0,047	0,797	0,05
Acétaminophène/Cl	-0,109	0,550	
Acétaminophène/NO₃	-0,135	0,458	
Bassin-versant de la rivière Saguay			
Acétaminophène/B	0,521	0,7805	0,05
Acétaminophène/Cl	-0,359	0,0473	
Acétaminophène/NO₃	-0,255	0,1652	
Sous bassins versant de la rivière Mascouche			
Acétaminophène/B	-0,3498	0,142	0,05
Acétaminophène/Cl	-0,0812	0,7409	
Acétaminophène/NO₃	0,0208	0,932	

Tableau 5.6 Résultats du test du Chi2 pour établir un lien entre déterminer la présence d'acétaminophène selon le type d'aquifère et le type de nappe sur les trois bassins versants expérimentaux.

Paramètre	Catégorie	Présence	Absence	p
Ensemble de la zone d'étude				
Type aquifère	Dépôts meubles	14	101	>0,05
	Roc	29	238	
Type de nappe	Libre	34	278	>0.05
	Semi-captive	3	21	
	Captive	7	47	
Bassin-versant de la rivière Sagway				
Type aquifère	Dépôts meubles	2	16	>0,05
	Roc	3	7	
Bassin-versant de la rivière Simon				
Type aquifère	Dépôts meubles	0	4	>0,05
	Roc	9	18	
Sous bassin-versant de la rivière Mascouche				
Type aquifère	Dépôts meubles	2	4	>0,05
	Roc	2	11	
Type de nappe	Libre	1	1	>0,05
	Captive	3	18	

5.4 Nitrates

5.4.1 Occurrence régionale

L'Annexe C.4 présente les concentrations en nitrates mesurées ainsi que les compositions isotopiques des 71 échantillons pour lesquelles une concentration en NO_3^- supérieure à 0,5 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$ a été mesurée. La concentration maximale acceptable (CMA) pour les nitrites et les nitrates est de 10 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$ (Direction de l'eau potable et des eaux souterraines, 2019). Les nitrites et les nitrates sont des ions naturellement présents dans l'environnement, mais lorsqu'ils sont détectés à des concentrations élevées, les sources de nitrates sont souvent anthropiques. Au total, 390 puits ont été échantillonnés pour les nitrates, près de 15% ($n=58$) montrent une concentration en nitrates 0,01 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$, (seuil de la limite de détection analytique). 210 puits montrent des concentrations inférieures à 0,2 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$, i.e la valeur du fond géochimique défini par Madison et Brunett (1985). Il est important de souligner ici que Dubrosly et al. (2010) définissent ce seuil à 1mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$ et que, Roy et al. (2004) le définisse à 0,05 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$. La valeur qui est considérée dans cette étude est celle de Madison et Brunett (1985), car c'est aussi la valeur considérée par Institut national de la santé publique du Québec. De manière générale l'occurrence des nitrates dans la zone d'étude est faible et aucun dépassement de la norme de potabilité n'a été observé, cependant sept puits montrent des concentrations supérieures à 3 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$, six sont localisés dans le Bouclier canadien et un dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. La concentration la plus élevée est 5,6 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/L}$ dans un puits localisé dans les Basses-Terres du Saint-Laurent dans l'aquifère granulaire en condition de nappe libre (figure 5.14).

L'analyse statistique effectuée sur les données montre qu'au niveau régional il y a une différence significative des concentrations en nitrates entre les puits dans le roc et les puits dans les dépôts meubles (figure 5.15). En effet ces derniers montrent une

concentration plus élevée ($p=0,0006$). Toutefois, le type de nappe et l'occupation du territoire ne semblent pas influencer la concentration en nitrates ($p >0,05$). La même analyse statistique faite sur les sous-bassins expérimentaux montre quant à elle la même tendance pour le bassin-versant de rivière Saguay avec des concentrations moyennes plus élevées pour les puits de surface (0,733 contre 0,034 mg N-NO₃⁻/L , $p= 0,014$). Enfin, seul le bassin-versant expérimental de la rivière Mascouche montre une différence significative des concentrations moyennes selon l'occupation du territoire. Toutefois, il n'y avait que deux échantillons pour la catégorie agricole contre 17 pour la catégorie anthropique (Annexes C1 et C3).

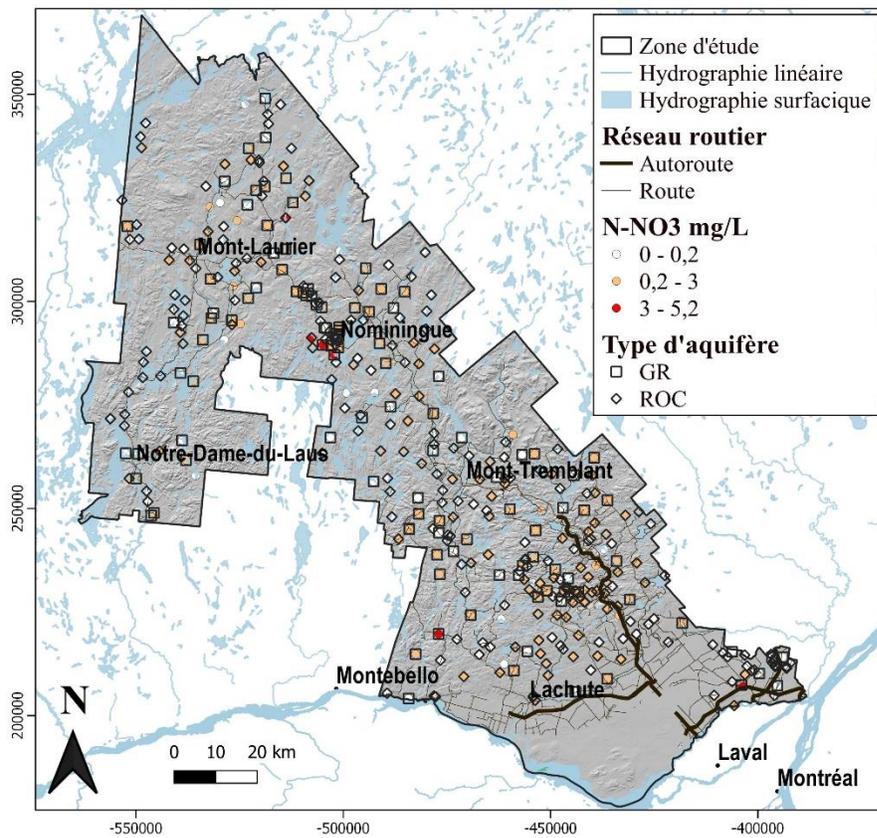


Figure 5.18 Répartition spatiale des concentrations en nitrates

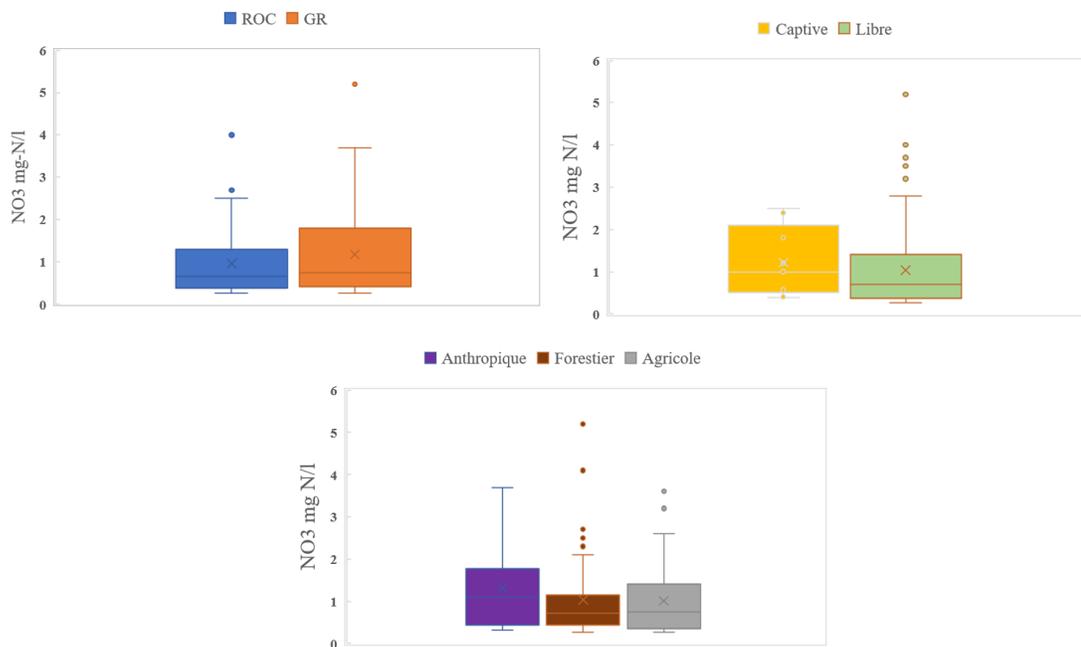


Figure 5.19 Concentrations en nitrates selon le type d'aquifère et le type de nappe et l'occupation du territoire pour le régional.

5.4.2 Isotopes stables des nitrates

Pour identifier les sources de l'azote (fertilisants organiques et chimiques, azote du sol), et/ou montrer le phénomène de dénitrification, la composition isotopique des nitrates est utilisée. Parmi tous les échantillons analysés, 71 échantillons montrant une concentration supérieure à 0,5 mg NO₃-N /L ont été sélectionnés pour l'analyse isotopique. La figure 5.20 montre la composition isotopique des nitrates mesurée pour les 71 échantillons ayant des concentrations supérieures à 0,5 mg NO₃-N/L, ainsi que les gammes typiques de compositions isotopiques pour différentes sources de nitrates tirées de Kendall et al., (2008). Les échantillons se trouvent dans plusieurs gammes qui correspondent aux fertilisants organiques, au NO₃ naturel du sol, aux engrais NH₄ synthétiques et engrais synthétiques

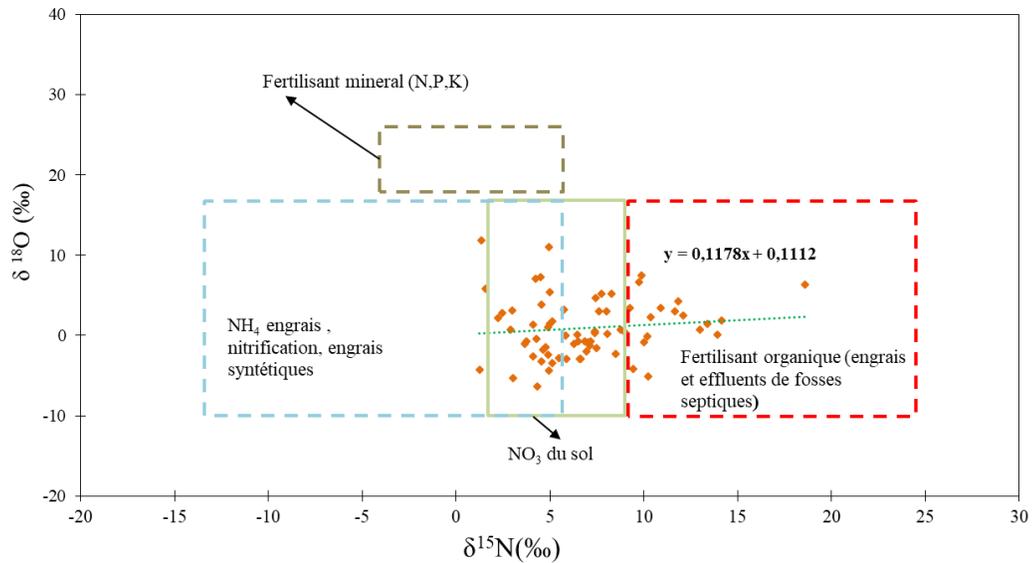


Figure 5.20 Gamme $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^{15}\text{N}$ pour les sources potentielles de NO_3 pour les 71 échantillons ayant une concentration en $\text{N-NO}_3 > 0,5 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$ (Kendall et al., 2008)

5.5 Indice de vulnérabilité hydrogéochimique

L'indice de vulnérabilité hydrogéochimique (IVH) de Meyzonnat et al. (2015) appliqué sur les échantillons montre que les ensembles les plus vulnérables sont E1, E2, E3 et E4 majoritairement, mais que E5 et E6 présentent aussi pour certains échantillons une vulnérabilité importante (figure 5.21). Le IVH le plus important correspond aux ensembles qui représentent la recharge au centre de l'axe (type d'eau Ca-HCO_3 , Ca-SO_4 , Ca-Cl et Ca-ions mixtes). L'indice diminue avec les échantillons des Ensembles E5 et E6 représentant par les types d'eau Na-HCO_3 et Na-Cl retrouvé en condition confinée dans les Basses-Terres du Saint-Laurent trouve en condition confinée. La majorité des puits des ensembles E1 à E5 ont un indice entre 8 et 10. L'ensemble E6

montre une gamme d'indices entre 1 et 7, il est celui qui possède les puits avec la plus faible vulnérabilité. Également, 83% des puits ont un indice > 5 ($n=309$), ce qui est révélateur d'une vulnérabilité élevée de l'eau souterraine dans la région.

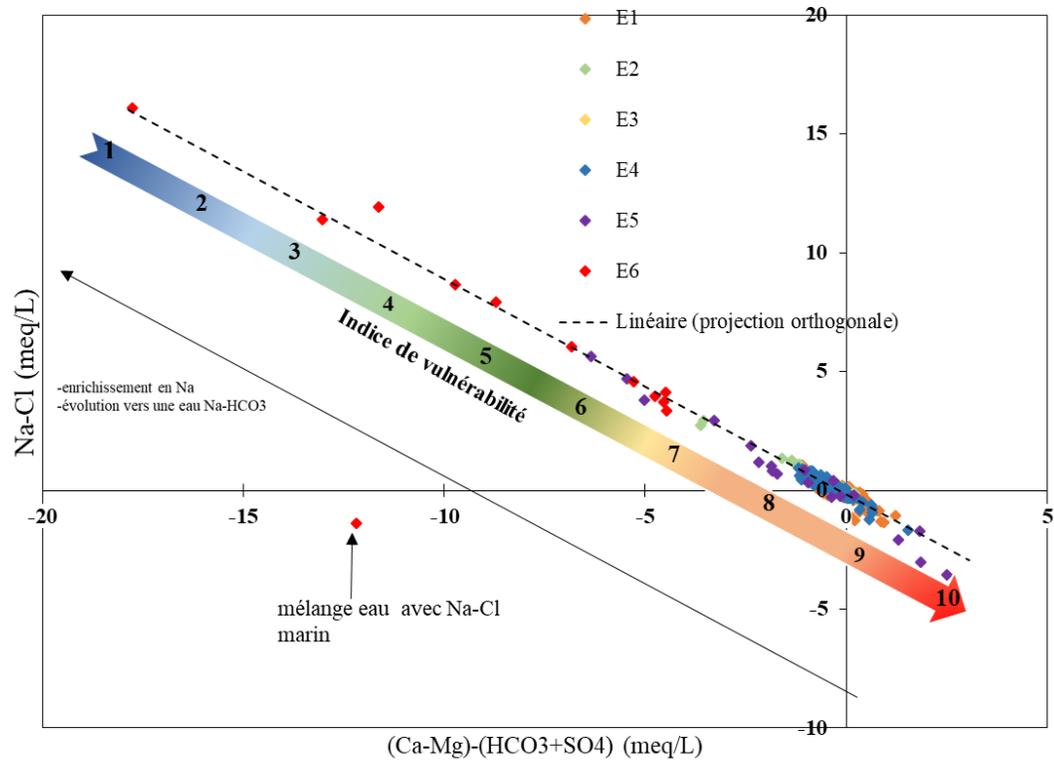


Figure 5.21 Indice de vulnérabilité hydrogéochimique (Meyzonnat et al., 2016) avec les puits de la région d'étude

5.6 Indice d'impact anthropique

L'indice d'impact anthropique (IIA) développé permet de visualiser les zones qui montrent un impact anthropique plus marqué en fonction des de la salinité, des nitrates, de la bactériologie, des pesticides et des produits pharmaceutiques. Les concentrations observées dans les puits échantillonnés permettent maintenant de définir les composantes de l'IIA.

Pour le Bouclier canadien (341 puits), le 90^e percentile des concentrations en chlorures donne un IS de 49 mg/L pour les chlorures et de 481 mg/L pour les MDT. Pour les Basses-Terres du Saint-Laurent (29 puits), les seuils IS sont 203 mg/L pour les chlorures et 700 mg/L pour les MDT. Pour les nitrates, le seuil IN de 0,27 mg/L NO₃-N/L qui a été défini à partir de l'analyse isotopique et chimique des 71 échantillons. Afin de visualiser les processus de mélange, un diagramme de mélange a été construit. Ce diagramme est basé sur trois sources possibles de nitrates soient : les fertilisants organiques, les fertilisants minéraux et l'azote naturellement présent dans le du sol. Pour représenter la valeur seuil de la région, c'est la concentration du pôle « naturel » qui a été choisi pour représenter la valeur seuil de la région. Madison et Brunett (1985) avaient défini un seuil proche de 0,25 mg NO₃-N/L dans leur étude régionale aux États-Unis sur plus de 12000 puits.

Pour les échantillons du Bouclier canadien, l'indice IN (nitrates) est celui qui dépasse le plus souvent le seuil (n=144), suivi par l'indice IPH (produits pharmaceutiques) (n=42), par l'indice IB (bactéries) (n=40), par l'indice IS (chlorures et MDT) (n=32 et n=34 respectivement) et finalement par l'indice IP (pesticides) (n=13) (l'Annexe D.1 présente les proportions des dépassements de chacune des catégories pour le Bouclier canadien sous forme de camembert.

Au total, 196 puits (57%) ne montrent aucun dépassement de seuils, 136 puits (40%) montrent entre un et deux dépassements et neuf puits (2%) montrent trois dépassements ou plus. Les puits qui montrent un « impact élevé » sont répartis sur la zone, six sont des puits dans le roc et trois sont des puits dans les dépôts meubles, tous en condition de nappe libre. Deux puits sont situés dans la vallée de la rivière du Lièvre, deux dans la vallée de la rivière Rouge, trois dans le sous-bassin expérimental de la rivière Simon et deux en aval du bassin-versant de la rivière du Nord proche de la limite avec les Basses-Terres du Saint-Laurent (figure 5.17). Les puits qui montrent un « impact modéré » sont répartis sur la zone, principalement dans le roc (n=119) et en condition de nappe libre, ils appartiennent principalement aux ensembles E1 (n=68) et E3 (n=66). Les puits qui ne montrent « pas d'impact » sont répartis sur la zone principalement dans le roc (n=111) en condition de nappe libre/semi-captive, ils appartiennent majoritairement à l'ensemble E4 (n=63). Les puits qui montrent un « impact modéré » sont principalement dans les zones à vocation urbaine (n=93) et dans les zones forestières (n=83).

Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, l'indice IN présentent le plus de dépassement de seuil (n=8), suivi par l'indice IB (n=7), par l'indice IPHH (n=4), et finalement par les indices IS (n=1) et IP (n=1) (l'Annexe D.2 présente les proportions de chacun des dépassements d'indice sous forme de camembert).

Au total 13 puits (44%) ne montrent aucun dépassement de seuil, 16 (55%) montrent entre un et deux dépassements et 0 puits montre trois dépassements ou plus. Les puits qui montrent un « impact modéré » sont surtout situés dans la zone à vocation agricole (n= 10), mais également dans la zone anthropique (n=4) et dans la zone forestière (n=2). Les puits qui ne montrent « pas d'impact » sont en zone agricole (n=8), urbaine (n=3) et forestière (n=2). Sur les six puits en nappe libre dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, tous présentent un « impact modéré ».

Les deux puits semi-captifs ne montrent « pas d'impact », tandis que 12 puits en nappe captive ne montrent « pas d'impact » et sept montrent un « impact modéré ».

Tableau 5.7 Valeurs des seuils établis pour les chlorures, les MDT et les nitrates pour les deux régions géologiques.

Éléments chimiques	Cl⁻ (mg/L)	MDT (mg/L)	NO₃⁻ mg/NO₃⁻N/L
Bouclier canadien	49	481	0,27
Basses-Terres du Saint-Laurent	203	700	

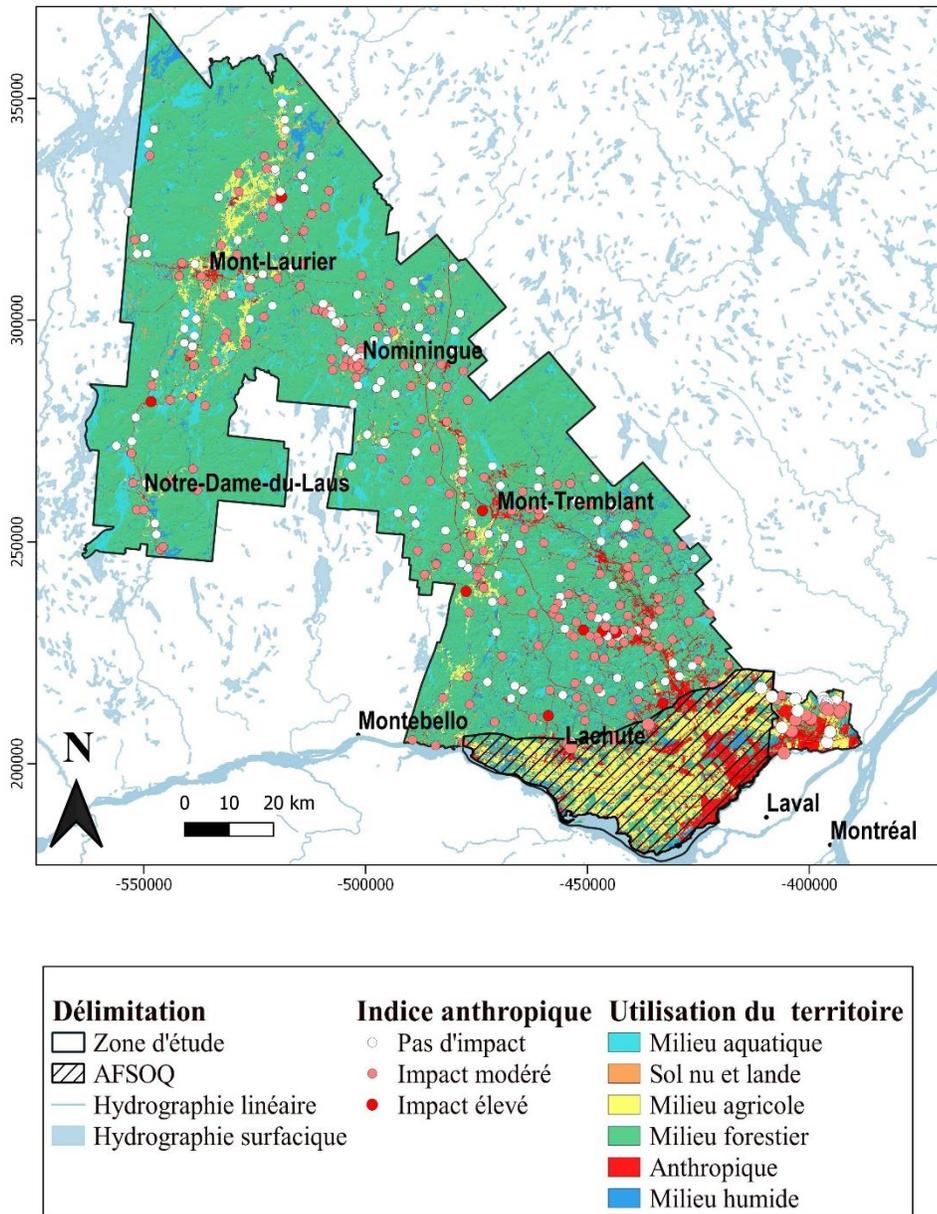


Figure 5.2 Indice d'impact anthropique de la zone d'étude

CHAPITRE IV

DISCUSSION

6.1 Évolution géochimique de l'eau

Le type d'eau Ca-HCO₃ est le plus important dans la zone d'étude (n=277), il est présent dans le Bouclier canadien et dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, majoritairement en condition de nappe libre (n=228). Ce type d'eau est associé à la dissolution des carbonates, une des premières réactions chimiques se déroulant dans les eaux souterraines principalement dans les zones de recharge (Freeze et Cherry, 1979 ; Cloutier et al., 2006). Ce résultat est similaire à celui obtenu dans le projet PACES-OUT réalisé dans un contexte hydrogéologique similaire (Comeau et al., 2013). Le type d'eau Na-HCO₃ (n=28), marque une eau plus évoluée principalement dans le socle rocheux, en condition de nappe captive et libre dans le Bouclier canadien et dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, ce qui est similaire au résultat du PACES-OUT (ibid.). Ce type d'eau lorsqu'il est présent dans le Bouclier canadien est le résultat de l'évolution du type Ca-HCO₃ vers le type Na-HCO₃ dû aux échanges cationiques entre le Ca²⁺ et Na²⁺ (cf. figure 5.8). Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, le sodium remplace le calcium lors de l'épisode de la mer de Champlain, une fois l'épisode de l'intrusion marine terminé, le sodium est remplacé progressivement par le calcium contenu dans l'eau de recharge reflétant des eaux riches en sodium et bicarbonate (Torstensson et al., 1979 ; Henderson, 1985). Le type d'eau Na-Cl (n=24) est présent majoritairement dans le roc (n=17) en nappe libre (n=10).

Plusieurs phénomènes peuvent expliquer l'augmentation de la salinité de l'eau souterraine ; l'interaction entre l'eau et le socle rocheux, le mélange entre l'eau douce et l'eau salée, la dissolution des évaporites, l'influence d'un aquitard renfermant des argiles marines et les contaminants anthropiques (sels de déglacages, apports agricoles, effluents de fosses septiques) (Hem, 1985, Appelo et Posma, 1999, Cloutier et al., 2009).

Les puits de type Na-Cl dans le roc captif des Basses-Terres du Saint-Laurent présentant une concentration en bromure élevée pourraient avoir été influencés par la mer de Champlain qui a inondé les Basse-Terre jusqu'à des élévations de 180 m comme c'est le cas dans l'étude de Cloutier et al., 2009 dans les Basses-Laurentides.

Le type d'eau Ca-SO₄ (n=11) se trouve entièrement en nappe libre dans le socle rocheux et les dépôts meubles (Tableau 5.1). Les sources de sulfate dans l'eau souterraine sont à la fois naturelles et anthropiques. Les sources naturelles peuvent être la dissolution de roches contenant du sulfure, les dépôts atmosphériques et l'oxydation du sulfure contenu dans les minéraux (Krouse et al., 1999). Les sources anthropiques peuvent être les engrais agricoles, l'industrie métallurgique et les mines de charbon (Seller and Canter, 1980). Les puits présentant ce type d'eau ne se trouvent pas dans une région agricole ni proche d'industrie susceptible de rejeter des sulfates dans l'environnement. Une origine naturelle des sulfates est plus plausible, d'autant que les puits se trouvent en majorité dans la suite supracrustale de l'Ascension et la suite supracrustale de Lacoste, des roches sédimentaires métamorphisées pouvant contenir des sulfates en quantité trace (gypse (Ca-SO₄.2H₂O), anhydrite (Ca-SO₄), la barite (Ba-SO₄). Les puits au roc montrent une minéralisation totale élevée (conductivité entre 200 et 500 µs/cm) comparativement au puits granulaire (≈ 50 µs/cm), ce qui indiquerait que l'eau dans le roc serait plus ancienne que celle dans le granulaire, montrant des chemins d'écoulement différent.

La présence du type d'eau Ca-anions mixtes (n=12) est ponctuelle sur la région d'étude, on le retrouve dans les puits granulaires et au roc en condition de nappe libre. Les puits montrent des concentrations en Cl et SO₄ élevées, avec une dominance en chlorure marquée (cf. figure 5.5). Ils pourraient donc témoigner d'une influence anthropique (sel de route), Lacasse (2013) et Mouticould (2015) ont aussi recensé ce type d'eau en quantité moindre dans les aquifères à nappe libre en Outaouais et en Mauricie.

L'analyse en composantes principales montre que les paramètres qui participent le plus à la composante principale sont les éléments majeurs HCO₃⁻, Na, Cl, Mg, K et les éléments mineurs Ba et F et, pour la composante deux le pH et SO₄²⁻ (figure 5.14). Cependant la composante 1 peut se diviser en deux sous composante dont une est représentée par les carbonates et l'autre par les éléments Na, Cl et Ba montrant la salinité, d'ailleurs la salinité est souvent la composante principale retrouvée dans l'analyse géochimique de l'eau souterraine (Lacasse, 2013 ; Meyzonnat, 2013 ; Montcoudiol, 2015). L'analyse en composantes principales montre que les ensembles qui se trouvent dans le Bouclier canadien sont très similaires chimiquement et ne se distinguent pas ou très peu par rapport aux composantes 1 et 2. En revanche, les ensembles E5 et E6 (représentant les puits dans les Basses-Terres du Saint-Laurent) peuvent se distinguer des autres sur la composante 1 et 2 (cf. figure 5.15). Les deux composantes principales ne sont pas contrôlées par des éléments mineurs, mais bien par les ions majeurs. Le contexte hydrogéologique influence directement la séparation des groupes.

La classification ascendante hiérarchique a permis de déterminer six ensembles (cf. figure 5.11), et leur localisation est à la figure 5.13. Ceux-ci peuvent être regroupés en trois sous-groupes indicatifs de la recharge. Le sous-groupe 1 représente des eaux de recharge peu minéralisées (concentration ions majeurs <1 Meq/L), représentant par E1, Le sous-groupe 2 représente les eaux de recharge moyennement minéralisées (concentration Ca²⁺ et HCO₃⁻ > 1 MEQ/L) comprenant les ensembles E2, E3 et E4.

Le sous-groupe 3 représente des eaux plus évoluées (concentration ions majeurs $>1\text{Meq/L}$) comprenant les ensembles E5 et E6 (cf. figure 5.12 b). Pour les Ensembles E1 à E4, le type d'eau Ca-HCO_3 est majoritaire (présent dans plus de 70% des échantillons), ce qui montre la présence de la signature de la recharge sur toute la zone d'étude à des degrés plus ou moins importants. Cependant, l'ensemble E3 se distingue des trois autres par sa plus faible minéralisation, son caractère très oxydant et son pH acide, toutes des caractéristiques qui en font le groupe d'eau le plus représentatif de la recharge.

Les trois autres marquent davantage l'évolution de l'eau qui se charge au fil du temps au contact des roches qu'elle traverse. Enfin, les ensembles E5 et E6 regroupent des eaux très minéralisées de type Ca-HCO_3 , Na-Cl et Na-HCO_3 majoritairement dans les Basses-Terres du Saint-Laurent pour beaucoup en condition de nappe captive et avec une influence marine marquée pour les concentrations en bromures et en chlorures élevées. Le confinement des nappes par la couche d'argile déposée en continu fait en sorte que la recharge est moins importante que dans le Bouclier canadien entraînant une eau fortement minéralisée, des résultats similaires ont été observés dans les régions du centre du Québec, en Mauricie et en Outaouais (Meyzonnat, 2013 ; Lacasse, 2013 ; Montcoudiol, 2015).

6.2 Origine de la salinité

Le rapport Br/Cl permet de déterminer l'origine de la salinité de l'eau (Vengosh et al., 2002). Cloutier et al. (2009) l'ont utilisé pour démontrer que l'eau présente dans les pores des argiles des Basses-Terres du Saint-Laurent était un mélange de 34% d'eau de mer et 66% d'eau douce de fonte de glacier et de pluie, et que le système d'aquifère constitué de roches sédimentaires était à différentes étapes de désalinisation. Montcoudiol (2015) et Lacasse (2013) l'ont également utilisé pour montrer l'origine marine des chlorures dans la région de l'Outaouais et de la Mauricie.

Un rapport qui montre une tendance linéaire indique que l'eau souterraine serait d'origine marine, alors que dans le cas d'une contamination par des sels, le rapport ne présente pas de tendance nette.

La figure 6.1 montre que les échantillons qui appartiennent au type d'eau Na-Cl suivent la droite de dilution et présentent des concentrations en bromures > 1 mg/L, ce qui reflète l'origine marine des chlorures. De plus, ces échantillons appartiennent tous à l'ensemble E6 situé dans les Basses-Terres du Saint-Laurent en condition de nappe captive (cf. figure 5.13). Le puits LAULM-320 le plus proche des concentrations en chlorure et en bromure de la mer de Champlain présente les plus fortes concentrations en chlorures (1900 mg/L) et en bromures (10 mg/L) de tous les des puits échantillonnés. Il est le témoin d'une influence marine encore très importante à certains endroits dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. Cloutier et al. (2006) et Blanchette et al. (2010) ont identifiés une influence marine similaire dans les Basses-Laurentides et les Basses-Terres du Saint-Laurent.

Le puits LAULM-227, situé dans la zone « eau saumâtre », montre un enrichissement en bromures par rapport aux chlorures (situé au-dessus de la ligne de dilution). Il s'agit d'un puits au roc dans la partie aval du Bouclier proche de la limite avec les Basses-Terres du Saint-Laurent qui pourrait avoir été influencé par les dépôts glaciomarins de l'ancienne mer de Champlain.

Les quatre puits de type Na-HCO₃ dans la zone « eau saumâtre » suivant la ligne de dilution appartiennent tous à l'ensemble E6. Ces puits sont tous dans le roc en condition de nappe captive dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, ce qui concorde avec une origine marine des chlorures, ou encore provenant de la dissolution de l'halite (NaCl) un minéral présent dans la dolomite (Globensly, 1987) et dans l'argile marine (Tremblay, 2008). Un autre groupe de points dans la zone « eau douce » suit plus ou moins la droite de dilution avec un signal en bromure faible (proche de la limite de

détection des bromures), ce groupe de types d'eau mixtes (Na-HCO₃, Ca-HCO₃, Ca-Cl et Ca-anions mixtes) pourrait correspondre à des eaux qui ont déjà subi une dilution importante par l'eau douce effaçant ainsi l'empreinte des bromures.

Enfin, les échantillons qui montrent une concentration en bromure de 0,0007 mg/L, mais pour lesquels on a mesuré une concentration en chlorures élevée pourraient représenter des puits subissant un impact anthropique. Cinq puits (encadrés en rouge) sont examinés plus en détail afin d'essayer de déterminer la source des chlorures, car ils présentent tous une concentration en chlorures au-dessus du seuil déterminé (section 4.4).

Le puits LAULM-349 (roc, nappe libre, Bouclier canadien, type d'eau Na-Cl, 620 mg Cl/L, fond géochimique 49 mg/L). Ce puits se trouve devant la maison près du stationnement des voitures et à environ 8 m d'une route très passante sur un terrain plat et sableux (observation inscrite dans la géofiche). Il semble probable que la source de Na⁺ et Cl⁻ provienne des sels de déglacage.

Le puits LAULM-331 (dépôts granulaires, nappe libre, Basse-Terre du Saint-Laurent, type d'eau Na-Cl, 230 mg Cl/L, fond géochimique 203 mg/L). Les chlorures pourraient provenir de multiples sources autour du puits. Dans un rayon de 100 m, on dénombre sept maisons avec des piscines, le puits se trouve à 7 m de la chaussée, un jacuzzi extérieur est présent sur le terrain, une zone industrielle se trouve à 650m et l'autoroute à 700 m. En plus de présenter également une concentration en nitrates de 5.2 mg NO₃/L, indiquant un impact anthropique certain pour ce type de contaminant.

Le puits LAULM-094 (roc, nappe libre, Bouclier canadien, type d'eau Ca-Cl, 210 mg Cl/L, fond géochimique 0,49 mg/L). L'origine des chlorures est difficile à déterminer, il se pourrait qu'ils proviennent des sels de déglacage de la route principale ou encore d'une contamination diffuse des effluents de fosses septiques.

Le puits LAULM-276 (roc, semi-captif, Bouclier canadien, de type d'eau Na-Cl, 150 mg Cl/L, fond géochimique 0,49 mg/L). Le terrain sur lequel se trouve le puits se trouve moins élevé que l'autoroute dans la vallée de la rivière. Il est probable que la neige fondue contenant des sels de déglacements de l'autoroute ruisselle et s'infiltrer pour contaminer l'aquifère.

Le puits LAULM-458-S (roc, nappe libre, Bouclier canadien, type d'eau Ca-Cl, 140 mg Cl/L, fond géochimique 49 mg/L). Ce puits présente une détection du produit pharmaceutique carbamazépine à une concentration de 5,36 ng/L. L'association de chlorures et de composés pharmaceutiques est un signe de contamination par des rejets d'eau usée (Bremer et Harter., 2012 ; Wirmvem et al., 2017). Les sources de polluants pourraient être les chalets, le camping se trouvant au bord du lac ou encore les municipalités en amont. Le puits est situé au bord du lac avec lequel il semble exister une bonne connectivité. Par ailleurs, la carbamazépine est un composé chimique persistant dans l'environnement en raison de sa structure chimique stable, ce qui en fait un bon marqueur pour tracer les effluents de fosses septiques (Kuroda et al., 2012 ; Nadghdi., 2018).

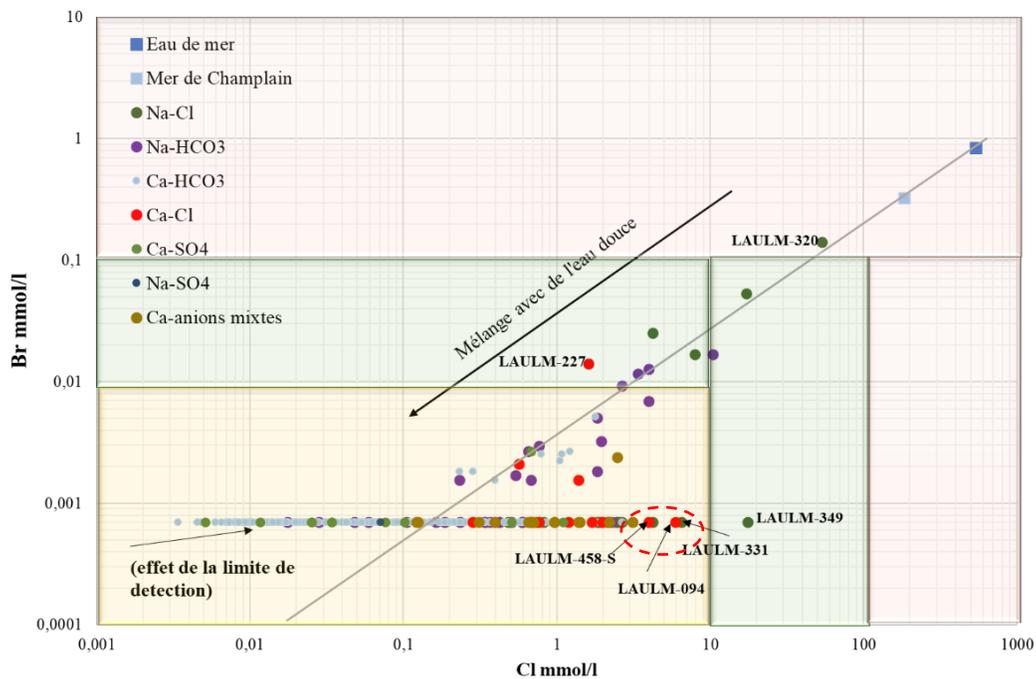


Figure 6.1 Présence de dilution de l'eau de mer dans la zone d'étude, avec les données de l'eau de mer provenant de Hem (1985) et de la mer de Champlain de Cloutier et al. (2009). L'encadré rouge délimite une eau salée, le vert une eau saumâtre et le jaune une eau douce tirée de Lacasse (2013).

6.3 Qualité naturelle de l'eau

Plusieurs dépassements des normes de qualité de l'eau ont été relevés dans la région d'étude (cf. Tableau 5.2). Les éléments qui présentent des dépassements sous la catégorie CMA sont ; le baryum qui présente un dépassement dans les Basses-Terres du Saint-Laurent semble lié à la présence d'eau salée dans les argiles de l'ancienne mer de Champlain. Des dépassements en baryum ont déjà été identifiés dans la région des

Basses-Terres du Saint-Laurent par Cloutier et al. (2006) et Bondu et al. (2019). L'uranium présente deux dépassements dans le roc de la ceinture méta sédimentaire centrale du Bouclier canadien, une zone dans laquelle la présence de baryum a été observée et qui a fait l'objet de dépassements (Couture, 1997). Les fluorures présentent six dépassements dans le roc et un dans les dépôts meubles, ils sont associés aux types d'eau Na-Cl et Na-HCO₃ majoritairement et à un pH basique tout comme dans l'étude menée dans la région de l'Outaouais par Montcoudiol (2015). Un processus responsable identifié est l'échange cationique entre Ca et Na qui augmente la dissolution de la fluorite après la suppression du calcium par adsorption (ibid.).

Les éléments qui présentent des dépassements sous la catégorie OE sont ; l'élément sodium, avec 10 dépassements dans des puits à la fois dans le Bouclier canadien et dans les Basses-Terres du Saint-Laurent en condition de nappe captive et libre. Une contamination en sodium est souvent reliée à l'infiltration d'eau contaminée par des sels déglacant, par la pollution de la nappe phréatique par des eaux usées ou encore à la présence d'eau salée d'origine marine (Cloutier et al., 2006 ; Kuroda et al., 2011).

Les puits montrant un dépassement en dureté totale (n=22) sont localisés dans le Bouclier canadien et dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. Les dépassements dans les puits confinés au roc des Basses-Terres du Saint-Laurent sont liés au vieillissement de l'eau, à la dissolution des carbonates ou à la présence d'eau salée. Les puits qui présentent un dépassement en dureté présentent aussi un dépassement en MDT et chlorures et sont associés à un type d'eau Na-Cl, des observations similaires ont été faites dans les Basses-Laurentides par Cloutier et al. (2006), dans le bassin-versant de la rivière Châteauguay (Blanchette et al., 2010) et dans la région de l'Outaouais (Comeau et al., 2013). Concernant les dépassements dans le Bouclier canadien situé principalement dans le roc, ils sont ponctuels donc plus attribuables à des lithologies locales riches en Ca et Mg comme par exemple la dolomite, la calcite, le marbre ou le gneiss.

Les dépassements en MDT peuvent être d'origine naturelle, due au ruissellement des eaux usées ou industrielles ou encore aux sels déglaçant (Santé Canada, 2009). Dans la région, les dépassements concernent surtout les puits confinés dans le roc (n=15) appartenant aux ensembles 5 et 6 qui représentent une eau plus évoluée en grande majorité dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. En condition de nappe captive, les concentrations élevées en MDT peuvent être liées à la présence d'eau salée ou à la présence de roches sédimentaires du paléozoïque et du mésozoïque qui renferment des carbonates, des chlorures, du calcium, du magnésium et des sulfates (Santé Canada, 2009). Cette problématique a déjà été observée et, est commune à d'autres régions du Québec, en Mauricie (Lacasse, 2013), dans le bassin-versant de la rivière Châteauguay (Blanchette et al., 2010) ou encore en Outaouais (Montcoudiol, 2015).

Les dépassements en chlorures (n=5) dont trois localisés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent dans le roc captif sont attribuables à l'influence de la mer de Champlain (section 6.1), alors que pour les deux puits en nappe libre, la source de chlorures serait possiblement une contamination locale de fosse septique et pour l'autre une contamination par les sels de route (section 6.2). Les dépassements en pH acide (n=177) concernent des échantillons se trouvant principalement dans l'ensemble 3 qui représente l'eau la moins minéralisée typique de la recharge, alors que les dépassements de pH basique (n=32) sont présents dans les échantillons avec les eaux très minéralisées de l'ensemble 6. Des résultats similaires sont observés dans Montcoudiol (2015) et Lacasse (2013) dans les régions de l'Outaouais et de la Mauricie.

Les dépassements en sulfures (n=16) concernent des puits majoritairement dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, ce type de dépassement est généralement associé aux bactéries sulfato-réductrices (MDDEFP, 2012). De fortes concentrations en sulfures ont aussi été observées dans Cloutier et al., (2006) dans les Basses-Laurentides.

Enfin, le fer et le manganèse présentent tous deux de nombreux dépassements (n=30 et n=94 respectivement), les deux sont associés ensemble dans 53% des puits (16/30). La présence de ces dépassements est associée à leur abondance relativement importante dans les minéraux des roches du Bouclier canadien (Betchher et al., 1988 ; Couture, 1997 ; Montcoudiol, 2015).

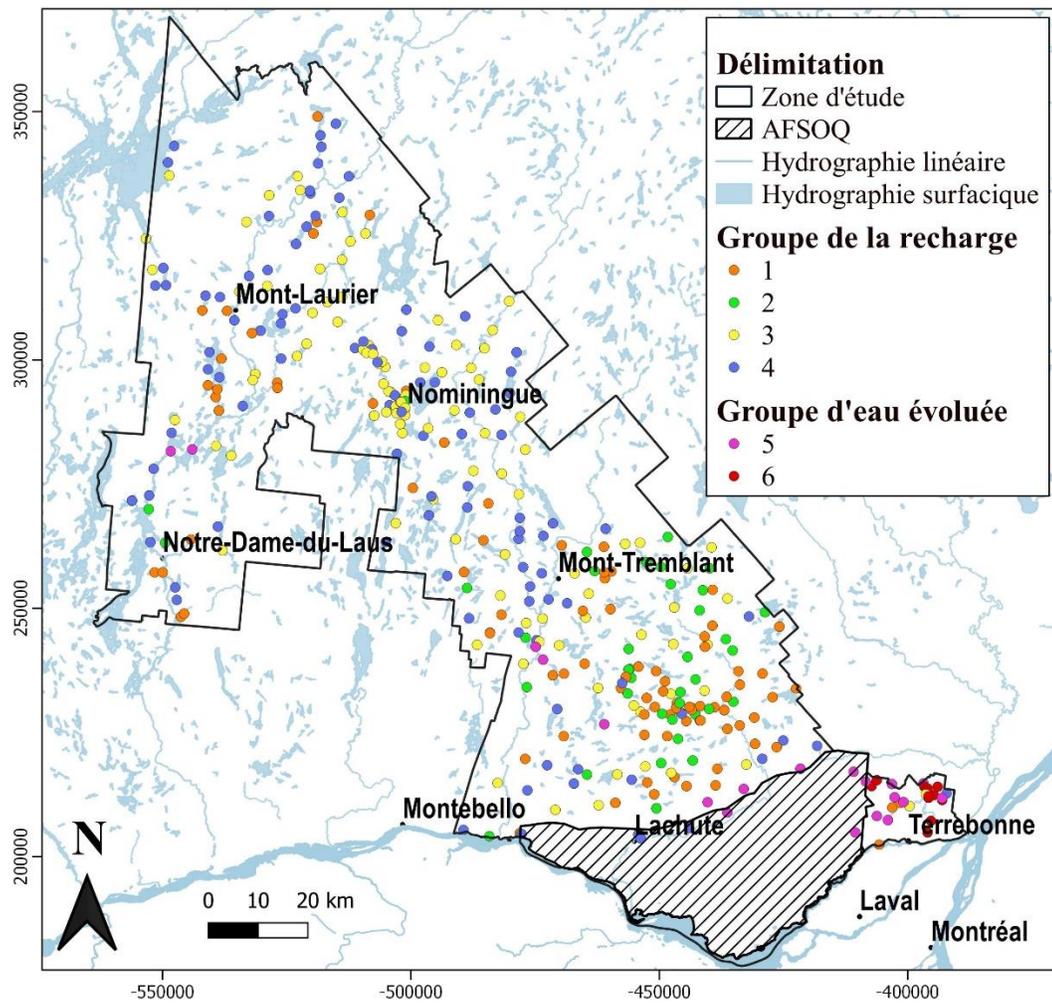


Figure 6.2 Localisation du groupe de la recharge et du groupe d'eau évoluée.

6.4 Les nitrates

6.4.1 Présence des nitrates

Dans l'étude de Saby et al., (2012) les concentrations en nitrates étaient significativement supérieures dans les puits de surface, mais également dans les puits en nappe libre, des résultats différents ont été trouvés pour cette étude. Cette différence pourrait être due au fait que dans la zone moins de 10% des puits se trouvent en nappe captive (25/390) et que les concentrations mesurées dans les échantillons sont en majorité sous la limite de détection analytique. Cependant régionalement, les puits au roc dépassent moins le fond géochimique que les puits dans les dépôts granulaires ($p=0,002$), tout comme les puits au roc dans le bassin-versant expérimental de la rivière Sagouay ($p=0,005$). L'occupation du sol ne permet pas de faire une distinction entre les concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau, que ce soit pour le régional ou pour les bassins versants expérimentaux, l'étude que Saby et al. (2012) avait présenté des résultats similaires au Québec. Ces résultats sont surprenants, car d'autres études ont fait le lien entre l'occurrence des nitrates et la profondeur de la nappe ainsi que l'occupation du sol (Rupert, 2001 ; Lacasse, 2013). Cela pourrait être dû à la faible quantité de nitrates retrouvée majoritairement dans la zone.

6.4.2 Traçages des sources de nitrates

Les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des molécules de nitrates pour les 71 échantillons sélectionnés ont été obtenues (c.f figure 5.20). Afin de pouvoir interpréter ses données isotopiques dans le but de tracer les éventuelles sources de nitrates dans l'eau souterraine, il faut d'abord écarter le phénomène de dénitrification. La dénitrification est un phénomène naturel, il est indiqué qu'il a lieu en conditions anoxiques dans des concentrations inférieures à 1 mg/L de dioxygène (Rivette et al., 2008). Il entraîne un enrichissement en $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ et, une diminution de la concentration du nitrate résiduel (Kendall et al., 2008).

Le phénomène de dénitrification peut être modifié par la Loi de Rayleigh (eq 6.1) (Marriott et al., 1899). Dans un graphique mettant en relation $\delta^{15}\text{N}$ et $\log \text{NO}_3$, la dénitrification se traduit par une droite de pente négative suivant une loi de Rayleigh (Aravena et Robertson, 1998). Dans ce cas-ci, les échantillons ne montrent pas cette tendance (figure 6.3). Également, l'enrichissement de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ qu'induit le phénomène de dénitrification conduit à un rapport de $\delta^{15}\text{N}:\delta^{18}\text{O}$ de 2:1, et donc l'évolution de cet enrichissement doit suivre une droite de pente 0,5 (Böttcher et al., 1990 ; Kendall et al., 2008). Le graphique mettant en relation $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$, montre que les points s'alignent sur une pente de 0,1 (cf. figure 5.20). À la vue de ces observations, on peut dire que la dénitrification est un processus qui n'influence pas du tout les échantillons.

$$\delta_s - \delta_{so} + \varepsilon \ln C/C_0 \text{ (eq 6.1)}$$

Avec, δ_s la composition isotopique de l'élément au temps t, δ_{so} la composition isotopique de l'élément au temps t0, le facteur ε est le facteur d'enrichissement de la réaction, C et C_0 sont les concentrations de l'élément à temps t et 0.

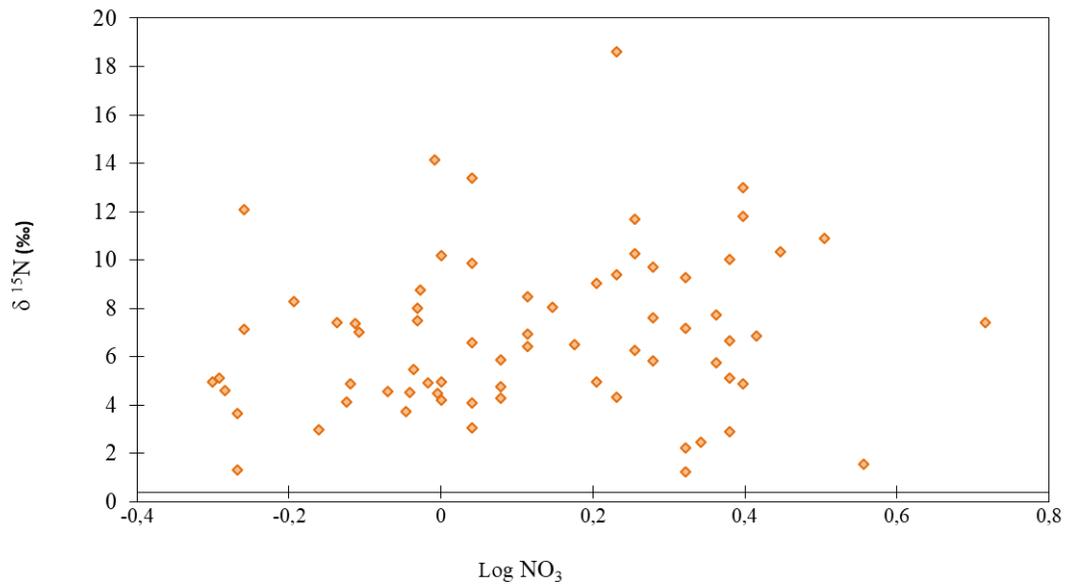


Figure 6.3 Graphique du $\delta^{15}\text{N}$ en fonction du Log NO_3 pour les 71 échantillons.

Une fois le processus de dénitrification écarté, on peut assumer que les concentrations en nitrates retrouvées dans les échantillons sont contrôlées par des processus de mélange. Dans le cas où les nitrates proviennent d'un mélange de deux ou trois sources différentes, caractérisées par des valeurs distinctes de $\delta^{15}\text{N}$, la contribution de chaque source peut être déterminée. En mettant en relation $\delta^{15}\text{N}$ et NO_3 , les points d'échantillonnage se mettent sur une hyperbole de mélange définie par deux « pôles source » de composition donnée. Vollmer et al. (1976) ont défini l'équation générale de mélange de deux composés ayant des compositions isotopiques différentes. Afin d'estimer les contributions relatives des sources de nitrates du mélange, c'est le système d'équations décrit dans Widory et al., (2013) qui a été utilisée (eq .6.2 et 6.3).

$$\delta = \frac{C_1\delta_1 + \left(\frac{m_2}{m_1}\right)C_2\delta_2}{C_1 + \left(\frac{m_2}{m_1}\right)C_2} \text{ (eq.6.2)}$$

$$C = \frac{C_1 + \left(\frac{m_2}{m_1}\right)C_2}{\left(1 + \frac{m_2}{m_1}\right)} \text{ (eq.6.3)}$$

Où C_1 , C_2 , δ_1 et δ_2 représentent les concentrations et les compositions isotopiques des deux sources du mélange, m_1 et m_2 les deux quantités d'eau.

Un mélange binaire est représenté par une droite reliant les pôles 1 et 2 dans un graphique mettant en relation $\delta^{15}\text{N}$ et $1/[\text{NO}_3]$ (figure 6.4). La dispersion des points montre qu'ils peuvent être expliqués par un mélange ternaire (triangle de mélange).

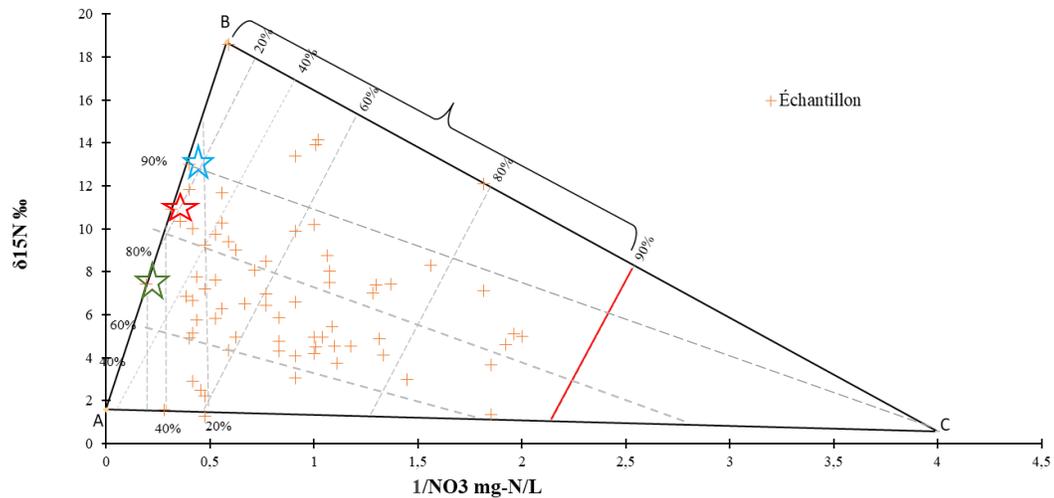


Figure 6.4 Variation du $\delta^{15}\text{N}$ en fonction de l'inverse de la concentration en NO_3 modélisant le mélange de trois sources de nitrates. Les croix oranges représentent les échantillons analysés, la croix bleue l'échantillon LAULM-003, la croix rouge l'échantillon LAULM-325, la croix verte l'échantillon LAULM-331, la ligne rouge la limite établie à 10%

Le pôle C représente la source naturelle de nitrate présente dans le sol, avec une concentration moyenne de 0,25 NO_3 mg-N/L, qui correspond au seuil défini par Madison et Brunett (1985) pour le fond naturel, et une composition isotopique en $\delta^{15}\text{N}$ entre 0 ‰ et 5 ‰, ce qui correspond aux gammes de Kendall et al. (2008).

Le pôle A correspond à une source de nitrates provenant de fertilisants minéraux (N, P, K, urée) ce type de fertilisant se trouve dans une gamme de $\delta^{15}\text{N}$ entre -5 ‰ à 5 ‰ (Bottcher et al., 1990 ; Widory et al., 2004 ; Kendall et al., 2008). La concentration en nitrate du pôle A peut-être estimée à plus de 5,5 mg NO_3 -N/L en se basant sur la concentration du point le plus proche du pôle qui est un mélange à 40% du pôle A et 60% du pôle C.

Le pôle B se caractérise par le point LAULM-257 ayant une concentration en nitrates de 1,7 mg NO₃-N/L et une valeur de $\delta^{15}\text{N}$ de 18,8 ‰, ce qui correspond à une source de fertilisants organiques (fumier et/ou effluents de fosses septiques) selon la gamme de composition isotopique de 10 ‰ à 20 ‰, décrit dans la littérature (Widory et al., 2003 ; Kendall et al., 2008). Trois puits se trouvent sur la droite de mélange entre les sources A et B (figure 6.4). Ils représentent des puits dont les sources de nitrates sont un mélange entre des fertilisants organiques et minéraux.

Le puits LAULM 331 (étoile verte) qui montrent la concentration en nitrates la plus importante 5,2 mg NO₃-N/L se trouve sur la droite de mélange entre la source A et B, et indique que les nitrates proviendraient à 70% de fertilisants organiques et à 30% de fertilisants minéraux (figure 6.4). Ce puits de surface se trouve dans une zone vulnérable dans des dépôts littoraux dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, dans un quartier très résidentiel avec des champs agricoles de soya à 300 m en amont.

Le puits LAULM-325 (étoile rouge) est un puits de surface qui présente une concentration en nitrates de 3,2 mg NO₃-N/L. Il est un mélange à 85% de la source B et 15% de la source A. Le puits est localisé au bord d'un lac (10 mètres). Il a été inondé durant les inondations du printemps 2019 (informations contenues dans la géofiche).

Le puits LAULM-003 (étoile bleue), présente une concentration en nitrates de 2,5 mg/L et, est un puits dans le roc libre. Il est un mélange à 90% de la source B et 10% de la source A. Ce puits est localisé dans un quartier résidentiel dans la banlieue de la ville de Saint-Sauveur.

Pour les trois puits, on voit que la concentration en nitrates diminue avec l'augmentation de la proportion de la source B au mélange. D'ailleurs, la source B montre une concentration inférieure à la source A, ce qui va dans le sens d'une contamination diffuse des fosses septiques et de champs d'épuration défectueux qui ne

jouent pas leur rôle de dégradation, alors que les fertilisants minéraux sont quant à eux une source ponctuelle d'où leur concentration en nitrates supérieure. Enfin, en considérant le mélange entre A et B, il est possible de voir que la contribution de la source B à la présence de nitrates dans l'eau est plus importante que celle de A. En effet, près de 95% des échantillons sont composés à 60% et plus de B et 40% de A cela montre que les effluents de fosses septiques sont le contributeur le plus important à la présence de nitrates dans l'eau.

Le seuil de 10% (ligne rouge) a été établi (arbitrairement) pour définir l'influence anthropique sur les échantillons. Ainsi tous les échantillons présentant plus de 10% (accolade noire) de la source A ou B sont considérés comme anthropisés. À partir de cette hypothèse, on est capable de dire que tous les échantillons sont sous l'influence d'une des deux sources anthropiques. Aussi, le fond géochimique régional peut être caractérisé par la concentration du pôle C soit 0,25 mg NO₃-N/L et une valeur de $\delta^{15}\text{N}$ de 0,58. Ainsi, tous les échantillons présentant des valeurs en $\delta^{15}\text{N}$ et NO₃ différentes de celles-ci sont considérés comme anthropisés. Même si la norme de potabilité des nitrates n'a pas été dépassée, ces résultats montrent que les activités anthropiques affectent bien les concentrations en nitrates retrouvés dans l'eau souterraine de la région.

Madison et Brunett (1985) définissent un seuil naturel sans influence humaine de 0,2 mg NO₃-N/L, un seuil avec un impact anthropique possible entre 0,21 et 3 mg NO₃-N/L et, un seuil pour une influence certaine avec un impact modéré pour les concentrations >3,1 mg NO₃-N/L. On peut considérer sans grande certitude que tous les échantillons ont une concentration en NO₃ influencée par l'activité anthropique sur le territoire. Avec l'ajout de la méthode isotopique à la méthode chimique, on peut affirmer que 100% des concentrations sont sous l'influence d'une source anthropique. Le couplage de ces deux méthodes est donc efficace et permet d'apporter plus de précision sur l'interprétation des données.

6.5 Contamination bactériologique

En raison des temps de séjour relativement courts des bactéries dans l'eau souterraine (moins d'une année), la qualité bactériologique de l'eau souterraine est un paramètre représentatif des conditions locales au puits, non de la qualité régionale de l'eau souterraine. C'est un paramètre important à considérer puisque la présence de bactéries fécales peut entraîner des problèmes de santé pour l'homme. Les propriétaires de puits individuels sont seuls responsables de la qualité de leur eau.

La tendance régionale pour la présence de bactéries fécales est que les puits de surface ont plus souvent une détection de bactéries fécales que les puits tubulaires, le même résultat est observé à plus petite échelle seulement pour le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche dans les Basses-Terres du Saint-Laurent (p -value < 0,05) (cf. Tableau 5.3). Des résultats similaires ont été trouvés en Mauricie, dans le centre du Québec et dans la région de la communauté de la Ville de Québec (Leblanc et al., 2013 ; Talbot et al., 2013 ; Saby, 2015). Autrement, aucune différence significative à l'échelle régionale ou à celle du bassin-versant n'a été montrée entre la détection de bactéries fécales et les paramètres comme le type de nappe, l'occupation du territoire ou la présence d'acétaminophène. Saby (2015) dans son étude dans le bassin-versant de la rivière Nicolet n'avait pas réussi à corrélérer ces paramètres. Néanmoins, lorsque l'on combine les deux paramètres soit le type de nappe et le type de puits, 65% (30/46) des puits non potables se trouvent en nappe libre dans les dépôts granulaires alors que 21% (10/46) se trouvent en nappe libre dans le roc, il semble alors avoir une différence en condition de nappe libre entre le type de puits.

Dans le sud-est de la Mauricie, les résultats avaient montré que les puits dans les dépôts granulaires en nappe libre situés dans une zone urbaine ou à vocation agricole étaient les plus vulnérables à la contamination bactériologique, de plus lorsque ces quatre facteurs étaient réunis, la probabilité que les puits aient une contamination

bactériologique était de 70% (Lacasse, 2013). Les résultats différents obtenus pourraient venir du fait qu'en Mauricie l'activité agricole est plus intensive et aussi que pour leur étude il a été comptabilisé tous les quatre types de bactérie alors que pour cette étude seulement les bactéries fécales ont été prises en compte dans l'analyse statistique. En nappe captive en revanche, le type de puits ne semble pas avoir d'incidence, en effet un nombre égal de puits se trouve dans ses deux conditions, toutefois cela pourrait être expliqué par le faible nombre de puits en condition de nappe captive ayant une détection de bactérie fécale comparativement au nombre de puits en condition de nappe libre. La contamination des puits par les bactéries atypiques et les coliformes totaux est plus révélatrice d'un puits mal entretenu, d'un puits mal scellé, ou d'une hauteur de margelle trop petite. Ce sont généralement les puits de surface en condition de nappe libre qui sont les plus touchés, des résultats allant dans ce sens ont été trouvés dans l'étude de Lacasse. (2013).

6.6 Produits pharmaceutiques et pesticides

Dans la zone d'étude, on dénombre une fréquence de détection de produits pharmaceutiques de 11% soit 48 détections sur 386 échantillons au total. Entre les puits au roc et les puits dans les dépôts meubles aucune différence significative des concentrations n'est visible tant à l'échelle régionale qu'à l'échelle des trois bassins versants expérimentaux. Schaidler et al., (2017) dans leur étude aux États-Unis avait montré que la profondeur du puits n'était pas nécessairement synonyme d'une concentration en produits pharmaceutiques plus importante. Également les résultats ont montré que le nombre de détections d'acétaminophène n'est pas significativement différent selon l'occupation du territoire, dans l'étude de Saby et al., (2015) qui se plaçait dans le contexte agricole du bassin-versant de la rivière Nicolet des résultats similaires avaient été obtenus, aucun lien n'avait pu être montré entre la présence de composés pharmaceutiques et la présence ou le type de culture.

L'hypothèse avancée pour expliquer ce résultat était un nombre insuffisant d'échantillons et la superficie de la zone trop grande, or dans notre étude deux échelles ont été utilisées dans le but de tracer les sources de contaminant, pourtant le lien n'a pas pu être montré dans notre cas aussi.

Husk et al., (2019) ont mené une étude régionale sur la détection de contaminants pharmaceutiques et de pesticides dans 17 petites communautés rurales et deux grandes villes dans le centre sud du Québec. Les résultats qu'ils ont obtenus montrent que la concentration moyenne d'acétaminophène retrouvée est de 137 ng/L (comparativement 432 ng/L dans cette étude) et que même dans les régions éloignées on retrouvait des pesticides et des produits pharmaceutiques dans l'eau souterraine, ce qui est similaire à nos résultats, car l'acétaminophène est retrouvé dans tous les contextes d'occupation du sol et non pas nécessairement dans les zones plus urbanisées comme on aurait pu s'y attendre. La molécule d'acétaminophène étant de manière générale bien dégradée, sa détection dans des gammes de concentrations larges indiquerait une contamination plus locale causée par une fosse septique défectueuse plutôt qu'un véritable phénomène de contamination régionale. Tandis que la présence de la molécule de carbamazépine (n=4) très persistante dans l'environnement pourrait indiquer l'étendue globale de l'impact des fosses septiques sur un territoire. Ainsi, étant donnée la répartition des puits montrant une détection en acétaminophène, la présence de la molécule serait attribuée à décharges locales d'effluents de fosses septiques.

Les pesticides ont été moins détectés (n=13) que les produits pharmaceutiques avec une concentration moyenne de 76,42 ng/L. Leur détection s'est faite aussi bien dans les puits au roc que dans les dépôts granulaires, mais toujours en condition de nappe libre. Les sept puits localisés dans la vallée de la rivière du Lièvre ont montré des détections pour le malathion, le phosmet, le parathion et le diazinon (cf. figure 5.16). Dans cette partie on retrouve une activité agricole peu intensive avec des champs de maïs, soya, avoine ainsi que des puits avec des concentrations en nitrates comprises

entre 1 mg NO₃-N/L et 2 mg NO₃-N/L (cf. figure 5.18). L'association de pesticide et de nitrate indiquerait que la contamination des puits est probablement due au lessivage des pesticides qui finissent dans le cours d'eau ou s'infiltrer dans la nappe phréatique. Des problématiques de détection de ces types de pesticide ont déjà été relevées dans d'autres régions au Québec dans un contexte agricole (Giroux, 2011 ; Saby et al., 2015 ; Giroux et al., 2016 ; Husk et al., 2019). Pour les autres puits répartis dans la zone d'étude, la contamination semble plus ponctuelle, c'est-à-dire que la source de pesticide vient probablement d'une contamination locale, peut-être du propriétaire du puits ou d'un voisin utilisant ces produits pour son jardin, d'autant plus que les pesticides/insecticides retrouvés dans ces puits peuvent être utilisés pour traiter les pelouses. Mais encore une fois établir la source précise reste difficile, étant donné la persistance de ces composés organiques qui peuvent voyager sur de très longues distances.

6.7 Indice de vulnérabilité hydrogéochimique

Il est intéressant de comparer la cartographie de l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique à la localisation des dépassements dans la zone d'étude. Les ensembles qui représentent la recharge c'est-à-dire en condition de nappe libre dans le Bouclier canadien montrent des indices très élevés allant de 8 à 10, tout comme dans l'étude de Meyzonnat et al., (2015). Il est intéressant de remarquer que dans ces groupes on note une très forte suspicion de contamination en chlorures par des sels de déglacage, mais aussi possiblement par des effluents de fosses septiques (section 6.2). Cette contamination est révélée par les types d'eau Ca-Cl, Na-Cl et Ca-anions mixtes dans des puits en condition de nappe libre. L'indice de vulnérabilité montre d'ailleurs que des puits de l'ensemble E5 (associé à une eau plus évoluée, car très minéralisée) se trouvant dans le Bouclier canadien avec les types d'eau Ca-Cl et Na-Cl montrent un indice de vulnérabilité de 10 alors que les puits de type Na-HCO₃ et Cations mixtes-

HCO₃ dans les Basses-Terres montrent un indice entre 6 et 8. Ceci est révélateur au sein d'un même ensemble d'une différence de vulnérabilité selon les conditions de confinement. Également, l'ensemble E6 représentant des puits essentiellement dans le roc confiné avec des types d'eau Na-HCO₃ témoigne de la diminution de la vulnérabilité selon le confinement de l'aquifère, des résultats similaires ont été obtenus dans Meyzonnat et al., (2015), en effet, les types d'eau Na-HCO₃ présentaient l'indice de vulnérabilité le plus faible 1, sur une gamme allant de 1 à 8.

La carte de vulnérabilité (figure 6.5) basée sur l'indice hydrogéochimique a été obtenue par interpolation (poids inverse de la distance) pour les 370 puits. La carte permet de confirmer que les indices les plus élevés se trouvent dans le Bouclier canadien où les aquifères sont majoritairement à nappe libre recouverte de till discontinu, et dans les vallées des grandes rivières (Lièvre, Du Nord et Rouge) recouvertes de matériaux plus grossiers et perméables. Les indices les plus faibles (1-5) sont localisés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent où les aquifères sont principalement captifs. Encore une fois à titre de comparaison, l'étude de Meyzonnat et al., (2015) montrait aussi que la vulnérabilité diminuait avec le confinement des nappes, avec les valeurs les plus faibles en nappe captive sous la couche d'argile dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et, les valeurs les plus élevées dans le piémont appalachien où l'aquifère est en nappe libre principalement. Néanmoins, les cartes de vulnérabilité basée sur les interpolations peuvent montrer une incertitude plus ou moins grande dépendant de la surface à interpoler et, directement liée à la densité de puits disponible sur la zone. Dans ce cas-là, la zone du Bouclier canadien étant très vaste (9000 km²) avec un échantillonnage au 25 km² comparativement à 2920 km² pour la zone de couverture dans Meyzonnat et al., (2015), il est très probable que l'interpolation faite soit moins précise. Elle reste néanmoins un bon outil visuel.

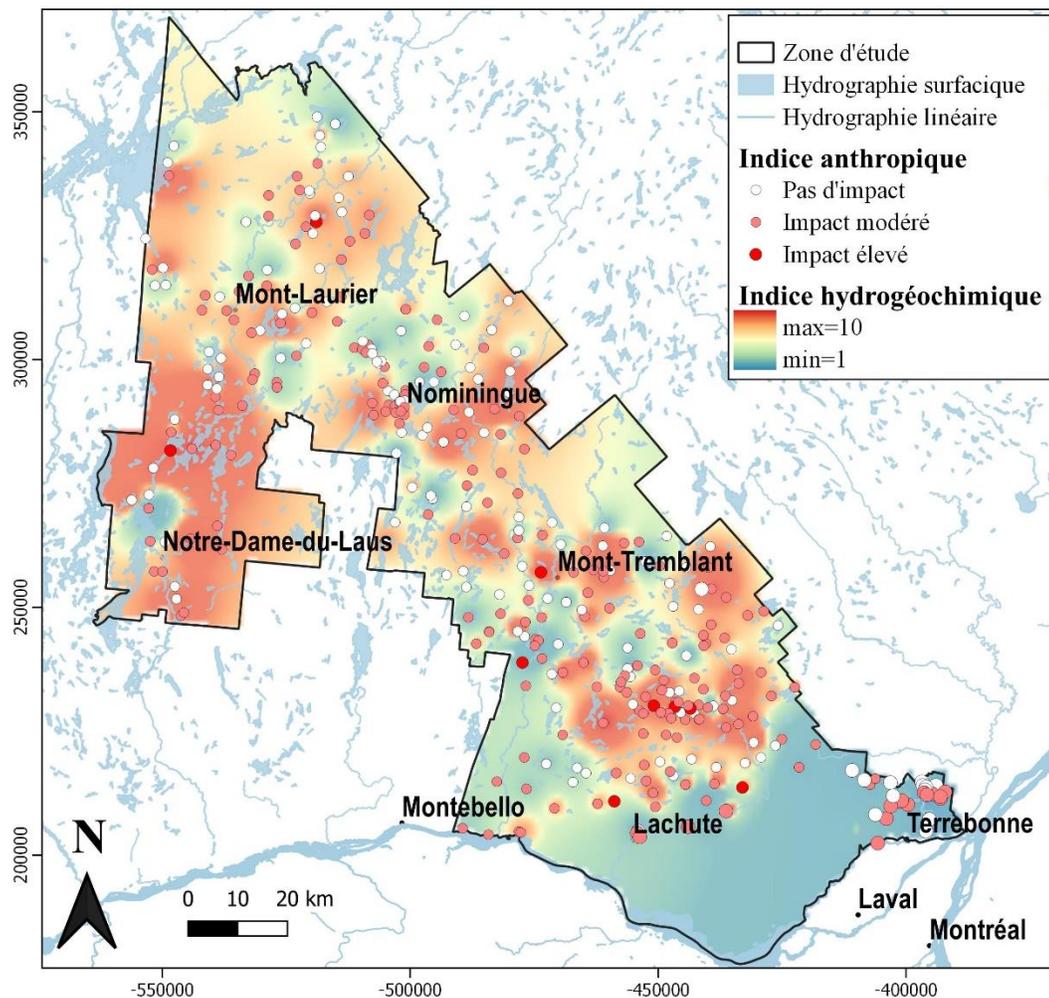


Figure 6.5 Carte de vulnérabilité obtenue en utilisant l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique

Afin de vérifier si l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique établi est cohérent avec les contextes hydrogéologiques de la zone d'étude, on peut le comparer avec l'indice de vulnérabilité DRASTIC calculé dans le PACES-AT (Abitibi-Témiscamingue) pour l'aquifère au roc du Bouclier canadien. L'indice DRASTIC montre que les aquifères en nappe libre dans le roc affleurant sont vulnérables avec une moyenne régionale de 121 ainsi que ceux dans les formations granulaires qui présentent une moyenne

régionale encore plus élevée de 176, alors que les aquifères captifs dans les plaines argileuses montrent une moyenne régionale de 101 (Cloutier et al., 2015). Des résultats similaires ont été observés dans le PACES Saguenay Lac Saint-Jean, pour lequel les indices de vulnérabilité les plus élevés (>100) se trouvaient dans les grandes plaines deltaïques et les dépôts d'origine fluvioglaciale (CERM-PACES., 2013). L'indice de vulnérabilité établi sur la zone d'étude est bien représentatif de la vulnérabilité des aquifères en fonction du contexte hydrogéologique présent.

L'utilisation de l'indice dans les contextes hydrogéologiques différents du Bouclier canadien et des Basses-Terres du Saint-Laurent semble pertinente, car on peut voir qu'appliquer dans des zones complètement différentes et dans des contextes différents, il permet d'obtenir des résultats semblables. Néanmoins, la construction de l'échelle reste quand même arbitraire et peut varier selon le lot d'échantillon. En effet l'échelle de vulnérabilité appliquée pour les échantillons prend sa valeur la plus faible (1) basée sur l'échantillon qui montre une concentration (Na-Cl) de 16 meq/L et -17 meq/L pour $((Ca+Mg)+HCO_3+SO_4)$ alors que dans Meyzonnat et al., (2015), l'échelle commence avec le point ayant comme valeur pour la concentration (Na-Cl) de 14 meq/L et la valeur pour la concentration $((Ca+Mg)+HCO_3+SO_4) \approx -13$ meq/L. Ces différences peuvent créer un décalage dans le calibrage de l'échelle, ce qui peut entraîner un biais, il serait important d'uniformiser cette méthode pour qu'elle soit applicable dans tous les contextes hydrogéologique et climatique pour tous les jeux de données.

6.8 Indice d'impact anthropique

L'indice d'impact anthropique donne un aperçu de l'impact que peuvent avoir les activités émettrices de contaminants comme l'agriculture, les fosses septiques ou les sels de déglacage sur l'eau souterraine. À la lumière de l'ensemble des résultats obtenus, il semble que le principal risque de contamination de l'eau souterraine dans la région étudiée vient des systèmes individuels de traitement des eaux usées (fosses

septiques et champs d'épuration), des sels déglacant pour les aquifères libres et les parties avec une agriculture non intensive (Vallée de la rivière du Lièvre) du ruissellement de l'infiltration de pesticide dans l'aquifère. Le fait que les résidences qui ont leur propre système d'épuration puisent leur eau d'un puits se trouvant sur le même terrain, augmente le risque que l'eau soit affectée par les effluents de fosses septiques (Desimone, 2009 ; Katz et al., 2011). D'ailleurs, Bremer et Harter (2012) dans leur étude réalisée sur des puits dans des aquifères granulaires dans des régions rurales et semi-rurales aux États-Unis ont montré que la probabilité qu'un puits capte des effluents de fosses septiques augmente avec la densité des fosses septiques, et la conductivité hydraulique de l'aquifère. Mais encore, Borchard et al., (2011) démontre dans leur étude aux États-Unis portant sur une contamination bactériologique dans un puits au roc se trouvant dans un aquifère carbonaté vulnérable que la mauvaise connaissance de l'écoulement de l'eau souterraine peut entraîner une contamination de celle-ci même si les normes de construction sont respectées.

De plus, la présence de centres urbains dans la zone du Bouclier canadien (villes de Nominougue au nord, de Saint-Sauveur et Mont-Tremblant au centre) pourrait augmenter la chance d'avoir des déversements accidentels d'eau usée pouvant affecter les puits en bordure des zones desservies par le réseau. Cela n'a pas été observé, néanmoins il n'est pas improbable que ça se produise. Mais encore, la présence d'activités de villégiatures comme les terrains de golf, les axes routiers importants (autoroute 15 et routes provinciales) et les activités agricoles (non intensives) dans la vallée de la rivière du Lièvre entraînent également un risque de pollution. En effet, les terrains de golf peuvent être une source de contamination par des pesticides (Giroux et al., 2013), les grandes routes sont souvent une source de contamination par des chlorures des aquifères en nappe libre se trouvant à proximité (Kelsey et al., 2018).

Les activités agricoles sont une source documentée de nitrates et de pesticides, de plus si elles se situent dans des zones vulnérables comme les vallées où les dépôts granulaires sont très perméables la probabilité de ruissellement de ces contaminants est importante, tous ces contaminants ont été observés sur la zone à des fréquences plus ou moins importante, traduisant néanmoins un impact des activités anthropiques sur l'eau souterraine (section 6.2 ; 6.3 ; 6.4 ; 6.5).

Les neuf puits qui présentent un IIA « impact élevé » montrent aussi un indice de vulnérabilité hydrogéochimique élevé (entre 7 et 8) et appartiennent majoritairement à l'ensemble E1 identifié comme faisant partie des eaux de recharge. Les puits qui présentent un « impact modéré » appartiennent majoritairement aux ensembles E3 et E1, ils ont un indice de vulnérabilité hydrogéochimique aussi élevé (entre 8-9). Les puits qui ne présentent « aucun impact » appartiennent majoritairement à l'ensemble E4 qui montre un indice de vulnérabilité hydrogéochimique aussi élevé autour de 8. Cette apparente contradiction peut s'expliquer par l'absence de facteurs de risques aux endroits où la vulnérabilité est importante. D'ailleurs, malgré le fait que l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique indique une vulnérabilité élevée sur l'ensemble de la zone d'étude, l'indice d'impact anthropique montre quant à lui que peu de puits ont un « impact élevé », ce qui traduit probablement la faible densité des activités anthropiques dans la zone d'étude.

Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, les activités potentiellement polluantes se trouvent principalement sur une petite zone, ce qui augmente le risque de contamination. Les sources de polluants proviennent de l'agriculture, de zones industrielles, de l'autoroute 25 et 640 et de la densité humaine plus importante que dans le Bouclier canadien (711 habitants/km² comparativement à 29 habitants/km²) (Larocque et al., 2019). Malgré ceci, parce que l'aquifère est souvent captif sous une couche d'argile importante, l'eau souterraine bénéficie d'une certaine protection contre les activités anthropiques et aucun puits avec un « impact élevé » n'est présent.

Ceci concorde plus au moins avec l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique calculé pour les puits de la zone qui varie de 1 à 7. Notamment, des puits avec un indice de vulnérabilité faible se trouvent être impactés et non impactés, alors que les puits avec un indice de vulnérabilité élevé se trouvent majoritairement avec un indice d'impact anthropique modéré. Ces exceptions pourraient traduire une différence de vulnérabilité selon le contaminant considéré, en effet les contaminants considérés dans l'indice d'impact anthropique ont possiblement des voies d'entrées différents vers l'aquifère, ou encore le fait que le contaminant détecté dans le puits pourrait venir d'une source en amont du cheminement de l'eau dans une zone de recharge plus vulnérable. Finalement, même si les puits semblent présenter un risque de contamination anthropique moins important, les conditions de confinement et les conditions alcalines et réductrices observées dans les Basses-Terres du Saint-Laurent font en sorte que certains éléments chimiques comme, les fluorures et les sulfures ont tendance à se mobiliser plus facilement dans l'eau, ce qui cause des dépassements de normes de potabilité pour les objectifs esthétiques et les concentrations maximales acceptables, en particulier pour les MTD, les sulfures et les Fluorures.

L'indice d'impact anthropique développé dans cette étude est particulièrement intéressant, car en plus des éléments souvent considérés (chlorures, MDT, bactériologie, nitrates), il tient compte des contaminants organiques qui apportent une preuve solide d'un impact anthropique. Cette catégorie de contaminant n'est pas couramment utilisée pour définir l'impact anthropique dans les études régionales, en raison des coûts analytiques. Cependant plusieurs critiques peuvent être émises au sujet de cet indice. Par exemple, la présence de bactéries *E. Coli* et entérocoques est souvent liée à une mauvaise installation d'un puits qui intercepte l'eau contaminée avant que l'autoépuration n'ait pu se produire. Même si elles indiquent une vulnérabilité du puits, dans d'autres conditions les bactéries pourraient ne pas poser de risque pour l'eau souterraine. Également, le fait de pondérer de la même manière toutes les catégories (IS, IN, IB, IPH et IP) donne un poids égal à toutes les sources de polluants considérées.

L'ajout d'une pondération différente pour chaque catégorie ajouterait une certaine subjectivité à la méthode, mais permettrait de considérer que la présence de pesticide dans l'eau souterraine montre un impact anthropique certain tandis que la source des chlorures ou de la MDT est davantage incertaine. Cette étude régionale englobant plusieurs contextes, les seuils géochimiques établis pour les chlorures et les MDT (IS) sont également incertains et difficiles à établir, en raison de la nature de la géologie, de la présence de drainage et des activités sur le territoire. L'utilisation de deux seuils distincts selon la géologie a permis de contourner en partie ce problème sur la zone d'étude.

L'ajout d'une catégorie permettant de refléter de manière plus globale les risques liés à la densité des activités anthropiques permettrait d'ajouter un ensemble de risques à une échelle plus fine. Ce type d'indice, dans des versions plus ou moins détaillées, a été utilisé dans les projets PACES (Comeau, 2013 ; Larocque et al., 2015 ; Saby et al., 2016 ; Colléau, 2020). Enfin, l'utilisation des indicateurs de temps de séjour de l'eau souterraine, comme le $^3\text{H}/^3\text{He}$ et le ^{14}C , peuvent également compléter l'évaluation du risque puisqu'elles permettent d'identifier les secteurs où l'eau souterraine circule plus rapidement et est donc plus à risque de transporter les polluants avant qu'ils ne se dégradent (Colléau, 2020).

CONCLUSION

L'objectif de ce mémoire était de faire une caractérisation de la géochimie de l'eau souterraine et de l'impact anthropique sur sa qualité. Ce projet s'insère dans le projet PACES Laurentides-Les Moulins de caractérisation régionale. Les objectifs spécifiques étaient 1) réaliser la caractérisation géochimique de l'eau pour identifier les différents faciès hydro chimiques, 2) identifier les activités humaines pouvant avoir un impact sur la qualité de l'eau souterraine, 3) tracer les sources de contamination et enfin 4) évaluer si une densification de l'échantillonnage apporte des informations utiles pour identifier les sources de contaminants.

L'utilisation des ions majeurs (Ca, Mg, Na, K, Cl, SO₄, HCO₃) a permis d'identifier les faciès hydrogéochimiques de la région, au total neuf faciès ont été identifiés. Le plus récurrent est le type Ca-HCO₃ présent sur tout le territoire, il représente la recharge et, est lié à la dissolution des carbonates. Ensuite, ce sont les types d'eau Na-HCO₃, Na-Cl, Ca-anions mixtes, Ca-Cl, Ca-SO₄ et pour finir les trois types d'eau Cations mixtes-HCO₃, Mg-HCO₃ et Na-SO₄ qui sont retrouvés sur la zone d'étude. Les différents types d'eau (Na-HCO₃, Ca-SO₄, Cation mixtes-HCO₃) témoignent de l'évolution de l'eau au fil de son cheminement dans l'aquifère, le type d'eau Na-Cl avec de fortes concentrations en bromures dans la MRC les Moulins est sous l'influence marine de la mer de Champlain et dans le Bouclier à une eau plus ancienne ou sous l'influence d'une contamination anthropique tout comme Ca-Cl et Ca-anions mixtes qui se trouve être des types d'eau retrouvés en condition de nappe libre. Les conditions de confinement différentes selon le domaine géologique influencent les types d'eau retrouvés dans la région d'étude.

Les analyses multivariées soient la classification ascendante hiérarchique et l'analyse en composante principale ont permis de déterminer six ensembles qui sont représentés les eaux de recharge (E1, E2, E3, E4) plus ou moins minéralisées, et des eaux beaucoup plus évoluées (E5 et E6), également que les composantes contrôlant la formation des groupes étaient les éléments majeurs et la salinité.

Des problématiques au niveau de la qualité de l'eau ont été identifiées sur le territoire d'étude. Près de 64 % des puits dépassent au moins une des normes pour les paramètres chimiques, pour les paramètres bactériologiques on note 21% des puits dépassent au moins un critère de qualité bactériologique. Les dépassements chimiques sont attribués davantage à la géologie en place et aux conditions physico-chimiques des aquifères plutôt qu'à une contamination anthropique, alors que les dépassements bactériologiques peuvent témoigner d'une contamination locale dans l'air du puits causée par un manque d'entretien, ou une contamination par une fosse septique défectueuse. Les propriétaires étant seul responsable de vérifier la qualité de l'eau de leur puits il serait important de faire des campagnes de sensibilisation pour rappeler les bonnes procédures d'entretien des puits. La détection de pesticides et de produits pharmaceutiques dans 3% et 11% des puits est révélatrice d'un impact anthropique notable sur la zone, les effluents de fosses septiques sont mis en cause même si aucune corrélation n'a pas été montrée. Les nitrates ont aussi été identifiés dans l'eau souterraine à des concentrations en dessous du norme de potabilité, mais tout de même significatives d'un impact anthropique. Les isotopes $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^{15}\text{N}$ ont permis de déterminer que les deux principales sources de nitrates dans l'eau souterraine étaient attribuées aux fertilisants minéraux et aux fertilisants organiques/ effluents de fosses septiques.

La vulnérabilité de la zone d'étude a été établie avec l'aide de l'indice de vulnérabilité hydrogéochimique, celui-ci a montré la vulnérabilité élevée du territoire, davantage dans le Bouclier canadien dû à ses aquifères majoritairement libres alors que dans les

Basse-Terre, la couche d'argile vient les protéger un peu plus. L'indice d'impact anthropique développé pour le territoire montre des puits majoritairement non impactés à modérément impacter.

Cette étude de caractérisation régionale de la qualité de l'eau souterraine apporte des données chimiques très utiles pour les gestionnaires du territoire, qui peuvent identifier les problématiques locales et diriger leurs actions de protection.

Les approches utilisées pour la caractérisation géochimique de l'eau souterraine sont transférables dans d'autres régions au Québec ou dans le monde. Concernant l'indice d'impact anthropique développé dans cette étude, il pourrait être utilisé dans d'autres études où les contextes hydrogéologiques et d'occupation du territoire sont similaires, dans le but d'en valider l'efficacité.

ANNEXE A

PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

Tableau A.1 Tableau récapitulatif des méthodes analytiques du Laboratoire Bureau Veritas pour les paramètres chimiques.

Classe de paramètres	Paramètres requis	Méthodes d'analyse du laboratoire	Délai de conservation des paramètres	Agent de conservation	Limite de détection demandée	Limite de détection rapporté sur les rapports analytiques
					mg/L	mg/L
Métaux solubles à l'acide	Aluminium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.01	0.01
	Antimoine	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.001
	Argent	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.0006	0.0001
	Arsenic	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0003
	Baryum	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.01	0.002
	Béryllium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0004
	Bismuth	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.00025
	Bore	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.02	0.02
	Calcium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.3	0.3
	Cadmium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0002
	Chrome	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0005
	Cobalt	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0005
	Cuivre	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0005
	Étain	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.001
	Fer	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.1	0.06
	Lithium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.003*
	Magnésium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.1	0.1
	Manganèse	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.005	0.0004
	Molybdène	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0005
	Nickel	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.001
	Potassium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.5	0.1
	Plomb	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.0001
	Sélénium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.001	0.001
	Silicium soluble	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.1	0.1
Sodium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.5	0.1	
Strontium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.01	0.002	
Titane	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.01	0.01	
Uranium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.005	0.001	
Vanadium	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.03	0.002	
Zinc	MA. 200 - Met 1.2 R5m / ICP-MS	6 mois	HNO3	0.01	0.005	
Anions et nutriments	Alcalinité totale en CaCO3	SM 23 2320 - B m / Titrimétrie	14 jours	aucun	1	1
	Azote ammoniacal	MA.300 - N 2.0 R2 m / Colorimétrie	28 jours	H2SO4	0.02	0.02
	Bromures	MA.300 - ions 1.3 R3m / Chrom. ion.	28 jours	aucun	0.1	0.1
	Chlorures	MA.300 - ions 1.3 R3m / Chrom. ion.	28 jours	aucun	0.2	0.05
	Nitrites et nitrates	MA. 300 - ions 1.3 R3m / Chrom. ion.	28 jours	aucun	0.1	0.02
	Sulfates	MA.300 - ions 1.3 R3m / Chrom. ion.	28 jours	aucun	0.3	0.3
	Fluorures	SM 22 4500-Fre / Électrode ion-spéc.	28 jours	aucun	0.02	0.01
	Phosphore total inorganique	MA.300 - P.ino 2.0 R1 m / Colorimétrie	28 jours	H2SO4	0.03	0.03
Sulfures totaux	MA. 300 - S 1.2 R3 m / Colorim.	28 jours	AcZn/NaOH	0.04	0.02	

* Notre limite de détection pour l'analyse du lithium dans la présente proposition tarifaire est de 0.003 mg/L. En effet, pour l'instant la limite de 0.001 mg/L n'est pas possible par notre méthode régulière (nous étudions présentement s'il est possible d'abaisser cette limite à 0.001 mg/L). Une autre option serait notre méthode de métaux ultra-traces (MA.203-Mét.Tra. ext. 1.0 par ICP-QQQ) qui est disponible, pour un coût supplémentaire, avec une limite de détection à 0.0001 mg/L.

Tableau A.2 Méthodologie pour l'analyse bactériologique suivie par le laboratoire H2Lab

Paramètres d'analyse	Titre de la méthode	Code de la méthode
Coliformes totaux Escherichia coli Colonie atypique	Recherche et dénombrement simultanés des coliformes totaux et d'Escherichia coli dans l'eau potable avec le milieu de culture MI : méthode par filtration sur membrane	MA. 700-Ecctmi 1.0
Entérocoques	Recherche et dénombrement des entérocoques : méthode par filtration sur membrane	MA. 700-Ent 1.0

Tableau A.3 Liste des échantillons avec une balance ionique supérieure à $\pm 10\%$ et le facteur de correction appliqué sur HCO_3

Nom	Balance	HCO_3^- (mg/L)	Facteur correctif sur HCO_3
LAULM-002	-11%	64,607	0,6
LAULM-005	-11%	170,66	0,7
LAULM-031	10%	36,57	1,4
LAULM-051	-48%	19,504	-
LAULM-055	-20%	67,045	-
LAULM-075	14%	121,9	1,3
LAULM-085	-11%	73,14	0,7
LAULM-086	-11%	40,227	0,7
LAULM-088	-12%	46,322	0,5
LAULM-105	25%	85,33	1,7
LAULM-138	-2%	51,198	
LAULM-171	11%	29,256	1,5
LAULM-175	27%	46,322	-
LAULM-180	-65%	597,31	-
LAULM-181	-52%	106,053	-
LAULM-232	15%	14,628	1,3
LAULM-236	-59%	597,31	-
LAULM-242	-63%	536,36	-
LAULM-246	-65%	548,55	-
LAULM-247	-61%	426,65	-
LAULM-248	-64%	658,26	--
LAULM-266	-60%	536,36	-
LAULM-271	-49%	146,28	-
LAULM-273	-60%	767,97	-
LAULM-293	-63%	37,789	-
LAULM-320	-10%	1023,96	0,2
LAULM-328	-59%	353,51	-
LAULM-344	68%	Na	-
LAULM-365	32%	3,7789	-
LAULM-375	-12%	1340,9	0,6
LAULM-378	-98%	2072,3	-
LAULM-397	13%	34,132	1,5
LAULM-450	-61%	609,5	

Tableau A.4 Démarche d'échantillonnage terrain .

Paramètres	Contenant	Agent de conservation	Filtration	Transport	entreposage	Rinçage	Remplissage	Ordre de remplissage
Métaux dissous ^a	Poluéthylène 125 mL	HNO3	0,45µm		4°C	non	Au col sans débordement	1
Anions ^b	Polyéthylène 125mL	non	non		4°C	3 rinçages eau brute		4
Nutriments ^c	Tube en verre Polyéthylène 125mL	H2SO4	non		4°C	non		2
Sulfures ^d	Nalgène 125 mL	Acétate de zinc +NaOH	non		4°C	non		

isotopes stables^e de la molécule d'eau	13 ml	non	non	air ambiant + parfilm, laboratoire UQAM		3 rinçages eau brute	Au col sans bulles d'air	5
Isotopes stables nitrates^f	2 bouteilles 30 ml Nagée HDPE	non	non	glacière 4 °C	congeler - 20 °C, laboratoire UQAM	3 rinçages 10 ml avec eau filtrée	Remplir en filtrant sans bulles d'air	3
Bactériologie^g	polyéthylène 250mL	oui	non	température en dessous de 12 °C		non	Au col sans débordement, désinfection du bec du robinet avec de l'éthanol 70%	7
Pesticides^h	bouteille 1L Naphtène marron	non	non	4 °C	congeler - 20 °C, laboratoire UQAM	3 rinçages sans contact avec eau brute	Au col sans contact avec le tuyau au 3/4	6
Produits de soin personnel et pharmaceutiqueⁱ								

a = Aluminium, Antimoine, Argent, Arsenic, Baryum, Bismuth, Béryllium, Bore, Cadmium, Calcium, Chrome, Cobalt, Cuivre, Étain, Fer, Lithium, Magnésium, Manganèse, Molybdène, Nickel, Plomb, Potassium, Sélénium, Silicium, Sodium, Strontium, titane, Uranium, Vanadium, Zinc

b= Alcalinité totale, Fluorures, Bromures, Nitrites+Nitrates, Chlorures

c= Azote ammoniacales, phosphore inorganique

d= Sulfures totaux

e= $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$

f= $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$

g= *E. Coli*, entérocoques, bactéries atypiques, coliformes totaux

h= Naphtol, Acetamipirid,aldicarb,Aldicarb-sultone,Aldicarb-sultoxide,Atrazine, Azinphos-Methyl,Bendiocarb, Bentazone, Boscalide, Butoxyde de piperonyle ,Carbaryl ,Carbendazim Carbofuran, Chlorfenvinphos, Chloropyros, Chlotianidine,

Coumaphos, Cyannazin, Diazinon, Dimethoate, Dinotefuran, Diuron, Fludioxonil, Hexazinone, Imazapyr, Imadacloporide, Iprodione, Isoproturon, Kresoxim Methyl, Linuron, Malathion, Metalchlor, Methoxuron, Methylbenzuron, Metobromuron, Monolinuron, Nitenpyram, Nitenpyram, O-Methoate, Parathion, Pendimethalin, Permethrin, Phosmet, Pyraclostrobin, Pyrimethanil, Sebutylazin, Simazine, Spinosad A, Terbutylazin, Thiabendazole, Thiachloprid, Thiametoxam, Trifloxistrobin, Trimethoprim.

i= Acetaminophen, Atenolol, Benzafibrate, caféine, Carbamazepine, Ciprofloxacin, Cyclophosphamide, Fenofibrate, Ibuprofen, Indometacin, Ketoprofen, Menfenamic acid, Naproxen, Ofloxacin

ANNEXE B

CARTOGRAPHIE DE LA GÉOCHIMIE DE LA RÉGION D'ÉTUDE

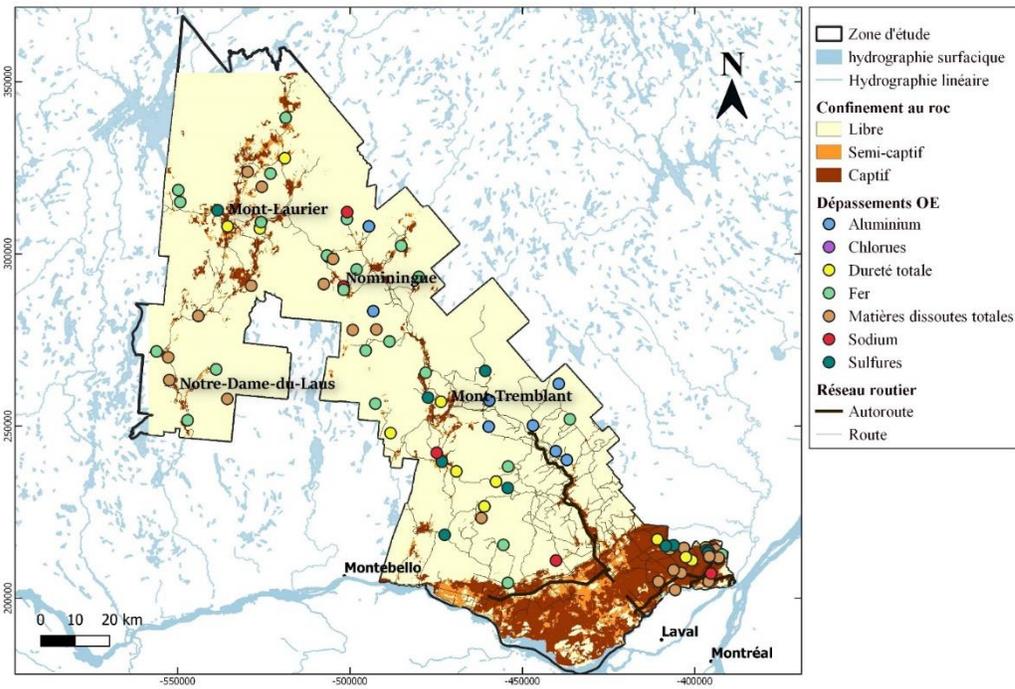


Figure B. 1 Carte de localisation des dépassements d'objectifs esthétiques pour Aluminium, Chlorures, Dureté totale, Fer, Matières dissoutes totales, Sodium et sulfures

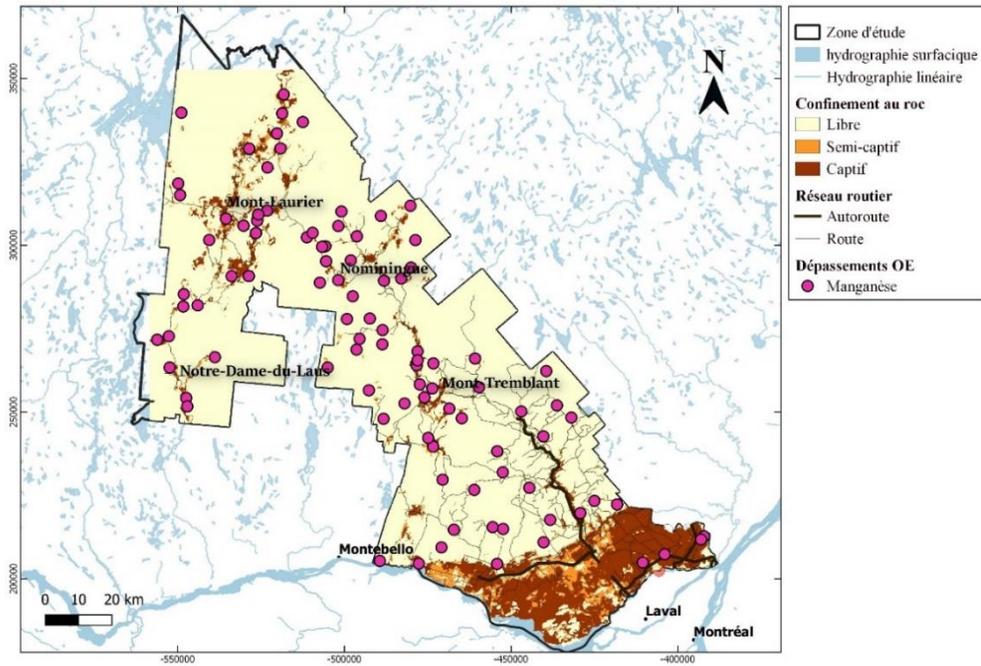


Figure B. 2 Carte de localisation des dépassements de l'objectif esthétique pour le Manganèse

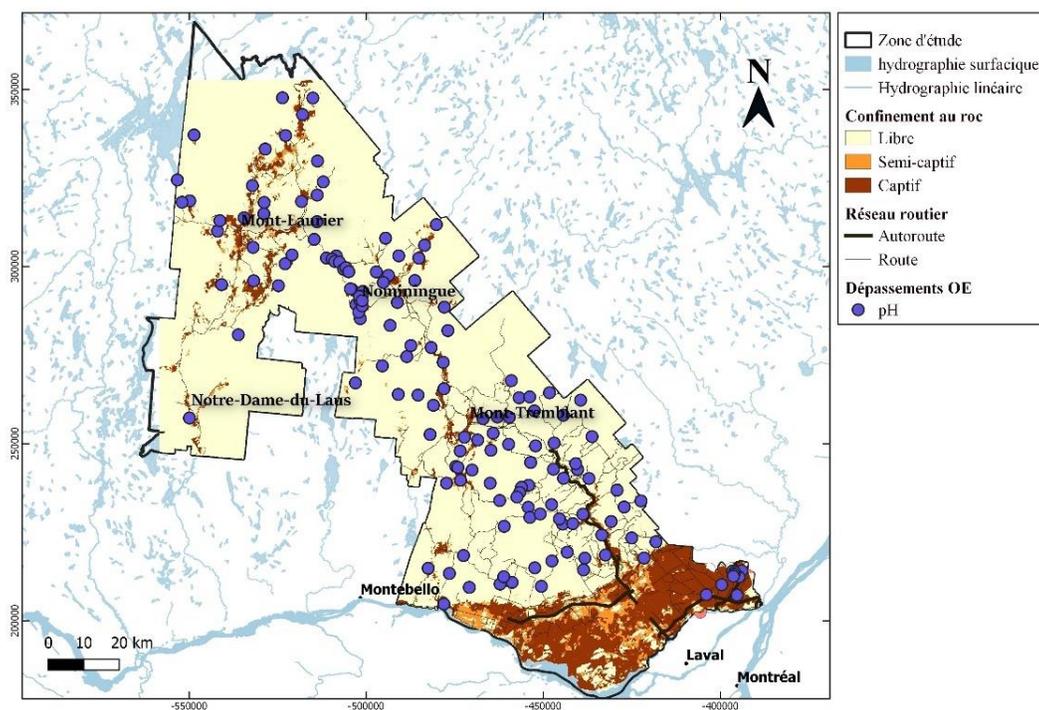


Figure B. 3 Carte de localisation des dépassements de l'objectif esthétique pour le pH

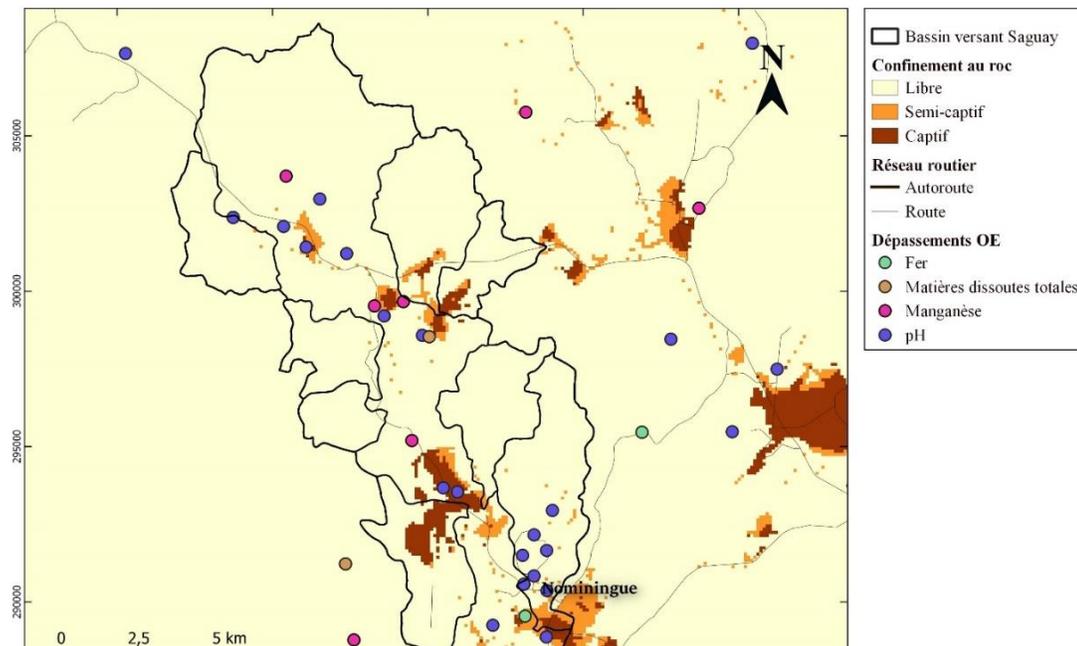


Figure B. 4 Carte des dépassements pour le fer, matières dissoutes totales, manganèse et pH pour le bassin-versant de la rivière Sagway

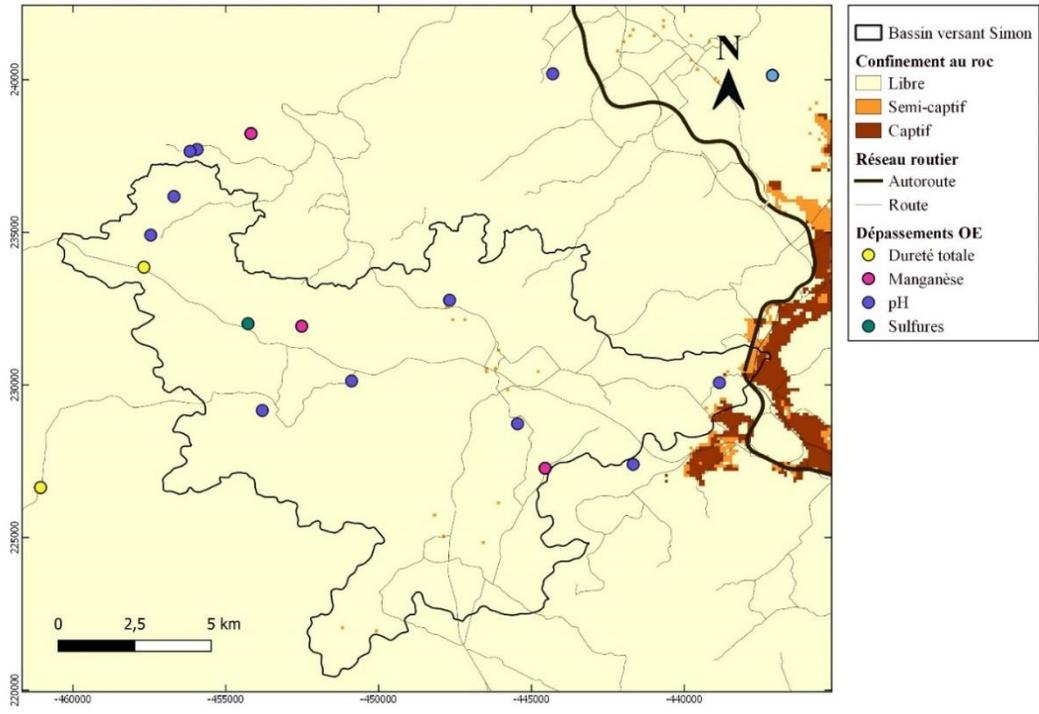


Figure B. 5 Carte des dépassements pour le manganèse, pH, les sulfures et la dureté totale pour le bassin-versant de la rivière Simon

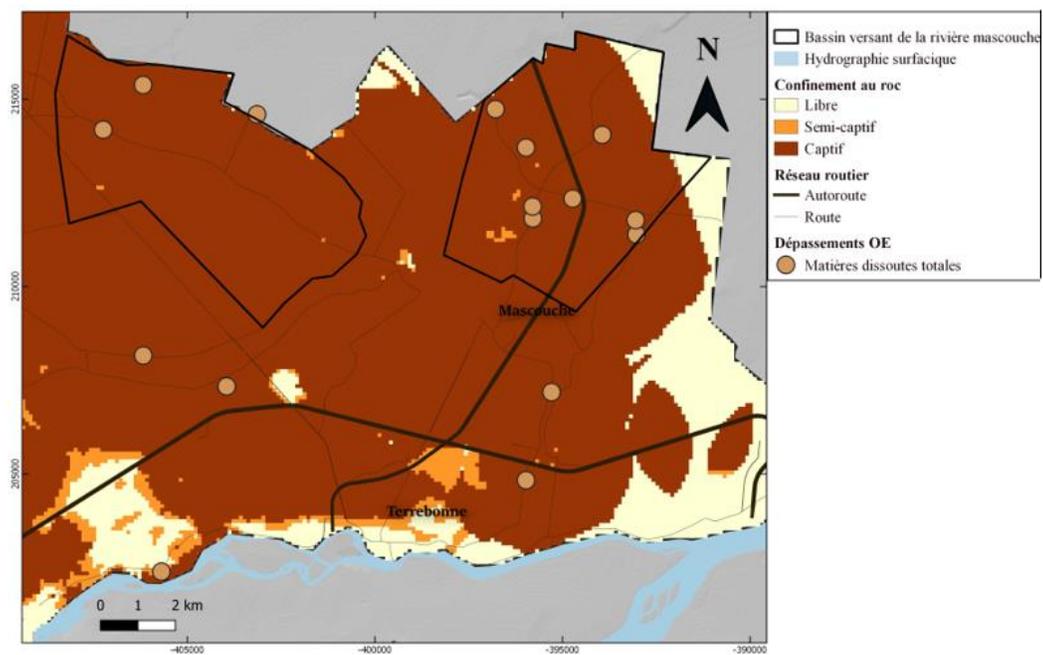


Figure B. 6 Carte des dépassements pour les matières dissoutes totales pour le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche

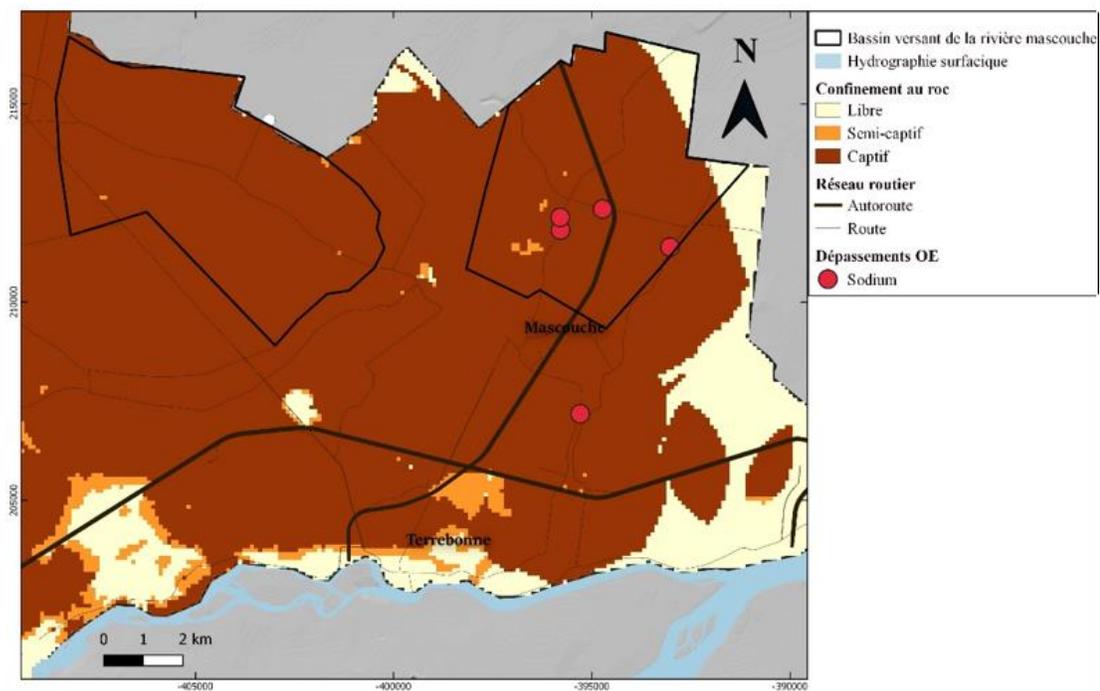


Figure B. 7 : Carte des dépassements pour le sodium pour le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche

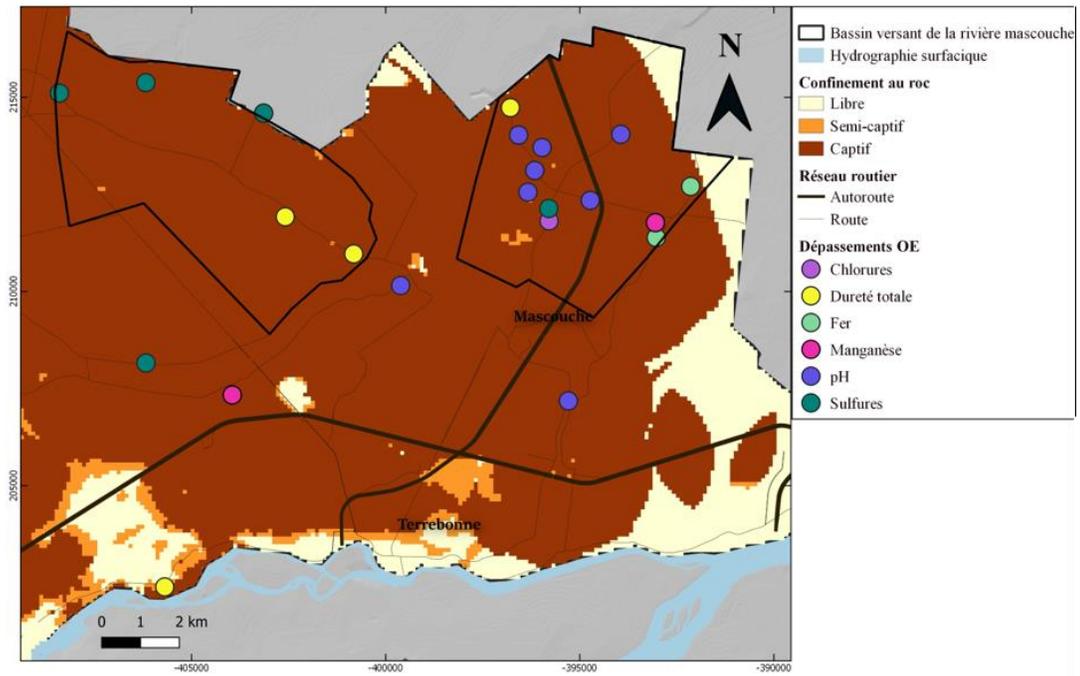


Figure B. 8 Carte des dépassements pour les chlorures, la dureté totale, le fer, le manganèse, le pH et les sulfures pour le sous-bassin-versant de la rivière Mascouche

ANNEXE C

DONNÉES CHIMIQUES

Tableau C. 1 Statistique descriptives pour les éléments chimiques et les paramètres physico-chimiques

Éléments chimiques	Nombre d'échantillons	Moy	Max	Min	Médiane	Écart-Type	% sous limite de détection
unité (mg/L)							
Al	390	0,0146	0,34	0,005	0,005	0,033	79%
Sb	390	0,01	0,01	0,01	0,01	0	100%
As	390	0,0005	0,002	0,0005	0,0005	0	99%
Ba	390	0,0447	3	0,001	0,015	0,164	12%
Be	390	0,0002	0	0,0002	0,0002	0	99%
Bi	390	0,0001	0	0,0001	0,0001	0	99%
B	390	0,0453	1,9	0,001	0,001	0,172	71%
Cd	390	0,0001	0,002	0,0001	0,0001	0	99%
Ca	390	28,2432	140	0,15	23,5	22,106	0%
Cl	390	27,0695	1900	0,12	6,05	110,774	0%
Cr	390	0,0003	0,002	0,0003	0,0003	0	94%
Co	390	0,0025	0,009	0,0005	0,0025	0,001	95%
Cu	390	0,0149	0,24	0,0005	0,0042	0,03	28%
Fe	390	0,2222	8,8	0,05	0,05	0,831	81%
Pb	390	0,0006	0,11	0,0001	0,0001	0,006	93%
Li	390	0,0067	0,15	0,0023	0,005	0,01	82%
Mg	390	4,3766	53	0,05	2,9	5,307	0%
Mn	390	0,0501	2	0,0003	0,0032	0,158	24%
Mo	390	0,002	0,029	0,0005	0,002	0,002	70%
Ni	390	0,0048	0,009	0,0011	0,005	0,001	92%
NO ₃ +NO ₂	390	0,4836	5,2	0,01	0,17	0,763	29%
K	389	2,0007	19	0,05	1,4	2,359	0%
Se	390	0,0005	0,001	0,0005	0,0005	0	100%
Si	390	6,5046	22	1,4	6	2,74	100%
Ag	390	0,0001	0	0,0001	0,0001	0	100%
Na	390	24,1074	1200	0,64	5,65	84,662	0%
Sr	390	0,3159	16	0	0,14	0,926	0%
SO ₄	390	16,2599	180	0,15	11	20,307	0%
Sn	390	0,001	0,002	0,001	0,001	0	99%
Ti	390	0,005	0,005	0,005	0,005	0	99%
U	390	0,0011	0,01	0,001	0,001	0,001	98%
V	390	0,0141	0,67	0,0025	0,0038	0,046	50%

CaCO3	390	111,1535	1700	2,9	74	149,847	0%
Br	388	0,1132	10	0,05	0,05	0,556	92%
F-	388	0,2098	4,1	0,005	0,0595	0,394	0%
P-inorganique	390	0,0771	5,8	0,015	0,015	0,408	83%
N-NH3	361	0,0875	3,8	0,01	0,01	0,331	81%
S ²⁻	361	0,0248	1,2	0,01	0,01	0,095	82%
Conductivité (us/cm)	390	304,7634	6138	18	206	440,68	0%
Oxygène dissous %	370	49,3613	246	0	38,45	52,915	0%
Oxygène dissous mg/L	385	23,1299	6073	0	3,62	303,261	0%
ORP	262	22,8976	850	-940	63,1	184,996	0%
pH	388	7,1546	10,13	4,9	7,17	0,991	0%
T°C	389	9,3308	17,43	1,13	9,02	1,786	0%
unité UFC/100 ml							
<i>E.Coli</i>	361	0,65	80	0	0	6,25	
Colonie bactéries atypiques	361	35,8	200	0	2	65	
Coliformes totaux	361	9	180	0	0	24	
Bactérie entérocoque	361	2,23	60	0	0	10	
unité (pour mil)							
$\delta^2\text{H}$	386	-79,44	-65,91	-98,76	-78,89	5,65	0%
$\delta^{18}\text{O}$	386	-11,51	-9,76	-13,94	-11,48	0,0744	0%
$\delta^{15}\text{N}$ (Nitrates)	71	7,07	18,59	1,26	6,62	3,4	0%
$\delta^{18}\text{O}$ (Nitrates)	71	0,88	11,76	-6,29	0,25	3,83	0%
unité ng/L							
Acetaminophen	386	423,7	1520	40	355	336,17	89%
Caféine	386	134,84	430	20	120	65,9	31%
Ciprofloxacine	386	0,8	0,8	0,8	0,8	-	99%
Carbamazepine	386	6,17	17,9	1,68	3,56	6,7	98%
Chlorpyros	386	40	40	40	40	-	99%
Diazinon	386	35	40	30	35	7,07	99%
Malathion	386	35	60	10	35	35,3	99%
Parathion	386	45	60	30	45	21,2	98%
Pendilethaline	386	25	30	20	25	7,07	98%
Phosmet	386	160	350	60	115	134,41	97%

Tableau C. 2 Tableau résultats du test de Student sur les paramètres déterminant la moyenne des concentrations en Acétaminophène

Résultat du test de Student sur les paramètres déterminant la moyenne des concentrations en Acétaminophène			
Paramètre	catégorie	Moyenne acétaminophène (ng/L)	p-value
Régional			
Type puits	Tubulaire (266)	51,19	>0,05
	Surface (116)	47,002	
Type de nappe	Libre (354)	51,402	>0,05
	Semi-captive	96,974	
	Captive (32)	28,838	
Bassin-versant de la rivière Simon			
Type puits	Tubulaire (27)	146	0,004
	Surface (4)	0,18	
Bassin-versant de la rivière Saguay			
Type puits	Tubulaire (10)	247,12	>0,05
	Surface (18)	73,493	
Sous bassin-versant de la rivière Mascouche			
Type puits	Tubulaire (13)	32,46	>0,05
	Surface (6)	140,12	
Type de nappe	Libre (2)	0,18	>0,05
	Captive (19)	74,225	

Tableau C. 3 Tableau des résultats du test de Student sur les paramètres déterminant la moyenne des concentrations en nitrates

Résultat du test de Student sur les paramètres déterminant la moyenne des concentration en nitrates			
Paramètre	Catégorie	Moyenne nitrates (mg NO₃-N/L)	p-value
Régional			
Type puits	Tubulaire (270)	0,385	0.0008
	Surface (116)	0,7155	
Type de nappe	Libre (358)	0,4839	>0.05
	Semi-captive (24)	0,3765	
	Captive (54)	0,4154	
Occupation du territoire	Agricole (20)	0,608	>0.05
	Forestier (80)	0,444	
	Anthropique (60)	0,509	
Bassin-versant de la rivière Simon			
Type puits	Tubulaire (27)	0,641	>0.05
	Surface (4)	0,467	
Occupation du territoire	Forestier (11)	0,692	>0.05
	Anthropique (6)	0,485	
Bassin-versant de la rivière Saguay			
Type puits	Tubulaire (10)	0,034	0.014
	Surface (18)	0,733	
Sous bassin-versant de la rivière Mascouche			
Type puits	Tubulaire (13)	0,123	>0.05
	Surface (6)	0,883	
Type de nappe	Libre (2)	0,48	>0.05
	Captive (17)	0,349	
Occupation du territoire	Agricole (2)	0,02	0,047
	Anthropique (17)	0,403	

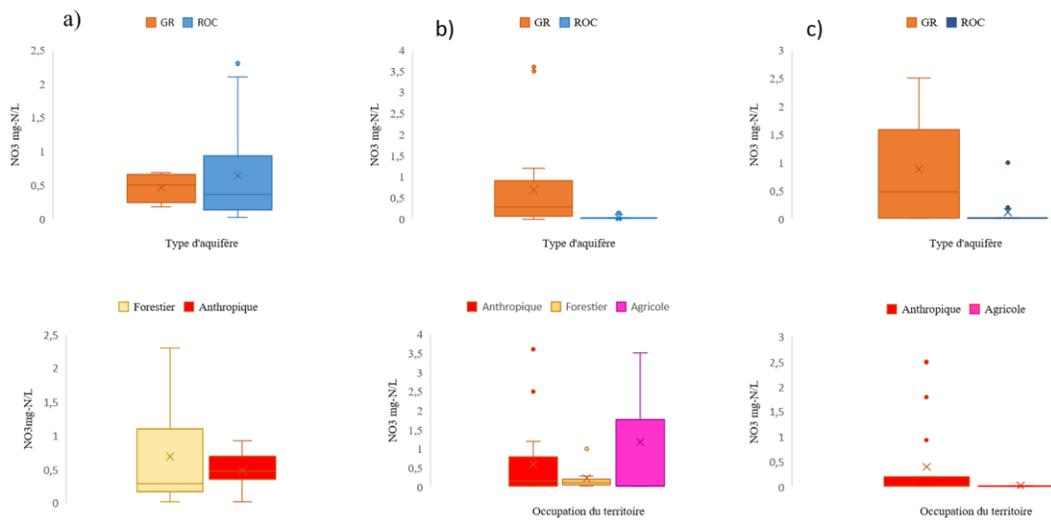


Figure C. 1 Boxplot des concentrations en nitrates pour les trois bassins versants expérimentaux en fonction du type d'aquifère et de l'occupation du territoire.

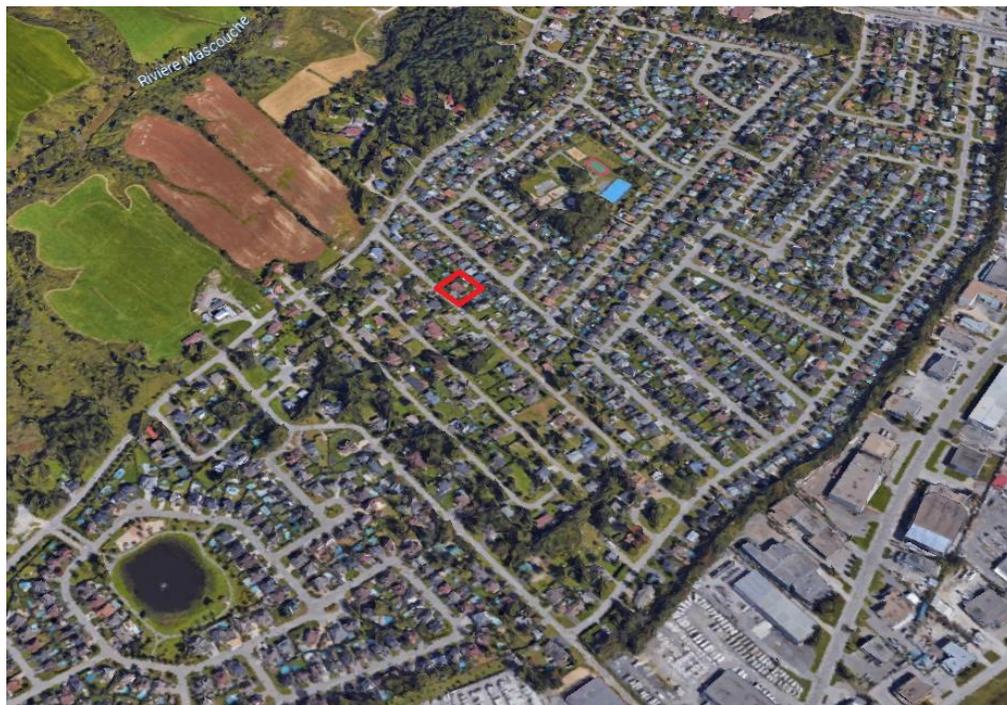


Figure C. 2 Localisation du puits LAULM-331 dans la MRC les Moulins

Tableau C. 4 Tableau des données isotopiques des 71 échantillons de nitrates

Échantillons	Type eau	Nappe	Aquifère	NO ₃ -N mg/L	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^{15}\text{N}$
LAULM-001	Ca-anions mixtes	libre	ROC	0,99	0,05	13,90
LAULM-003	Ca-Cl	libre	ROC	2,5	0,70	12,99
LAULM-007	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,2	-2,90	5,86
LAULM-012	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,1	1,34	4,08
LAULM-019	Ca-HCO ₃	libre	ROC	0,54	11,81	1,33
LAULM-021	Ca-HCO ₃	libre	GR	0,92	-2,85	5,46
LAULM-023	Ca-Cl	libre	GR	0,98	1,87	14,14
LAULM-028	Na-Cl	libre	ROC	0,93	-1,55	7,48
LAULM-032	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,3	-2,30	8,49
LAULM-034	Ca-Cl	libre	ROC	0,54	-1,06	3,66
LAULM-039	Ca-HCO ₃	Semi-captive	ROC	0,51	1,72	5,10
LAULM-040	Ca-HCO ₃	libre	ROC	0,93	3,00	8,01
LAULM-043	Ca-HCO ₃	libre	ROC	0,85	-3,26	4,55
LAULM-045	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,1	-2,95	6,58
LAULM-051	Ca-SO ₄	libre	GR	2,2	2,83	2,48
LAULM-057	Ca-HCO ₃	libre	ROC	0,5	1,45	4,98
LAULM-059	Ca-HCO ₃	libre	GR	2,1	-4,28	1,26
LAULM-061	Ca-HCO ₃	captive	ROC	2,4	-2,96	6,65

LAULM-063	Ca-HCO3	libre	ROC	1,7	-6,33	4,34
LAULM-072	Na-Cl	libre	GR	0,94	0,69	8,76
LAULM-073	Ca-anions mixtes	libre	ROC	1,6	10,99	4,95
LAULM-074	Ca-HCO3	libre	ROC	2,3	5,21	7,75
LAULM-076	Ca-Cl	libre	GR	2,4	-0,82	10,02
LAULM-079	Ca-HCO3	libre	ROC	0,99	7,31	4,49
LAULM-082	Ca-HCO3	libre	GR	2,6	-0,74	6,87
LAULM-083	Ca-HCO3	captive	GR	2,4	-3,44	5,13
LAULM-088	Ca-Cl	libre	GR	0,73	4,72	7,42
LAULM-093	Ca-HCO3	libre	GR	0,75	-2,63	4,12
LAULM-105	Ca-HCO3	libre	ROC	1	-0,15	10,18
LAULM-115	Ca-HCO3	libre	ROC	0,55	-1,31	7,12
LAULM-116	Ca-Cl	libre	ROC	1	7,04	4,21
LAULM-118	Ca-HCO3	libre	ROC	1,6	0,31	9,03
LAULM-161	Ca-HCO3	libre	GR	2,1	2,22	2,24
LAULM-182	Ca-HCO3	libre	ROC	2,1	-0,69	7,18
LAULM-214	Ca-HCO3	libre	ROC	1,5	-0,69	6,50
LAULM-232	Ca-anions mixtes	libre	GR	1,1	7,47	9,88
LAULM-235	Ca-HCO3	libre	ROC	1,7	-4,16	9,41
LAULM-236	Ca-HCO3	libre	ROC	1,8	-5,10	10,25
LAULM-237	Ca-HCO3	libre	ROC	1,1	-5,27	3,05

LAULM-238	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,2	-1,43	4,77
LAULM-243	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,8	3,04	11,67
LAULM-247	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,3	0,06	6,44
LAULM-255	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,2	-0,39	4,29
LAULM-257	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,7	6,29	18,60
LAULM-271	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,3	-1,98	6,95
LAULM-275	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,9	3,05	7,60
LAULM-281	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,9	-0,01	5,84
LAULM-283	Ca-HCO ₃	libre	GR	2,4	0,73	2,89
LAULM-288	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,8	-1,00	6,28
LAULM-306	Ca-HCO ₃	libre	GR	0,91	3,85	4,54
LAULM-310	Ca-HCO ₃	libre	ROC	0,52	-1,81	4,62
LAULM-321	Ca-HCO ₃	libre	GR	1	5,45	4,97
LAULM-325	Ca-HCO ₃	libre	GR	3,2	3,38	10,91
LAULM-328	Ca-HCO ₃	libre	GR	0,96	-4,39	4,94
LAULM-331	Na-Cl	libre	GR	5,2	0,48	7,41
LAULM-340	Ca-HCO ₃	libre	GR	0,69	3,14	2,99
LAULM-354	Ca-HCO ₃	libre	GR	3,6	5,80	1,58
LAULM-356	Ca-HCO ₃	libre	ROC	0,78	-0,89	7,02
LAULM-358	Ca-HCO ₃	libre	GR	2,8	2,31	10,36
LAULM-359	Ca-HCO ₃	libre	GR	1,1	1,46	13,39

LAULM-366	Ca-HCO ₃	libre	GR	0,55	2,46	12,10
LAULM-368	Na-Cl	semi-captive	GR	2,5	-2,37	4,90
LAULM-379	Ca-HCO ₃	libre	GR	0,77	0,28	7,38
LAULM-381	Ca-HCO ₃	libre	GR	0,9	-0,74	3,74
LAULM-388	Ca-HCO ₃	libre	ROC	0,76	1,08	4,89
LAULM-389	Na-Cl	libre	ROC	0,64	5,23	8,29
LAULM-392	Ca-HCO ₃	libre	GR	2,5	4,26	11,81
LAULM-399	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,9	6,66	9,73
LAULM-411	Ca-HCO ₃	libre	ROC	1,4	0,22	8,05
LAULM-412	Na-Cl	libre	ROC	2,3	3,19	5,76
LAULM-418	Ca-HCO ₃	libre	ROC	2,1	3,38	9,26

ANNEXE D

INDICE ANTHROPIQUE

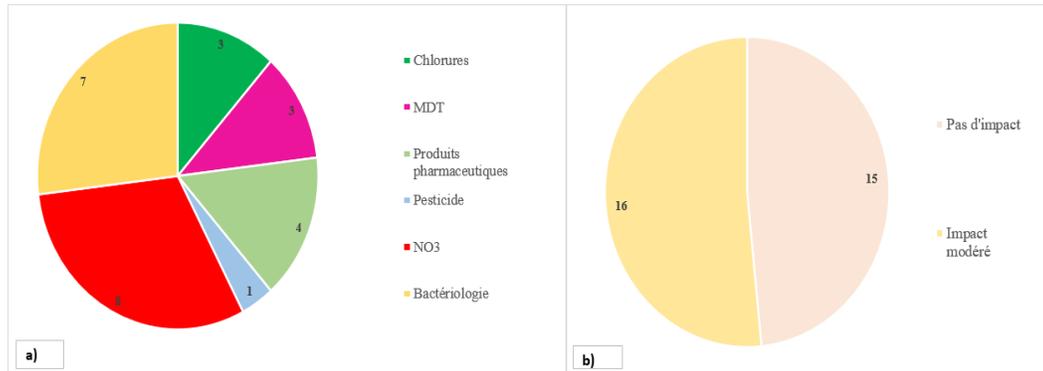


Figure D. 1 Proportion a) des dépassements par catégories et b) de l'indice anthropique pour les échantillons des Basses-Terres du Saint-Laurent.

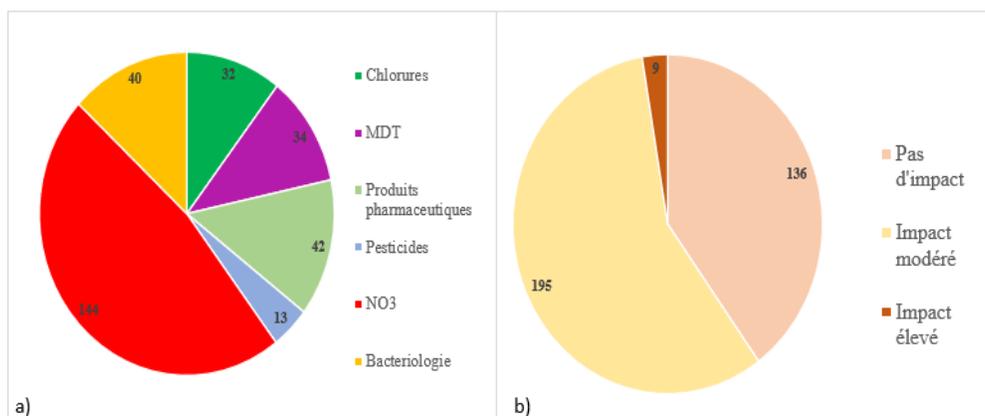


Figure D. 2 Proportion a) des dépassements par catégories et b) de l'indice anthropique pour les échantillons du Bouclier canadien.

BIBLIOGRAPHIE

- Alboukadel, K. (2020). Factoextra: Extract and Visualize the Result of Multivariate Data Analyses. [Manuel de référence, version 1.0.7]. Récupéré de <https://cran.r-project.org/web/packages/factoextra/index.html>.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H., Pretty, R.J., Hackett, G. (1997). DRASTIC: A standardised system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. EPA-600/2-87-035.
- AitLasri, R. (1997). *De l'identification des aquifères contaminés par le manganèse et le fer*. Université de Pierre et Marie CURIE. Anjou Recherche. Paris, France. 57p
- Aydin, S., Aydin, M.E., Ulvi, A. (2019). Monitoring the release of anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals in the receiving environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(36): 36887-36902. doi: 0.1007/s11356-019-06821-4.
- Appelo, CAJ., Postma, D. (1999). *Geochemistry, groundwater and pollution Rotterdam*: Balkema-111.
- Aravena R. and Robertson W.D. (1998) Use of multiple isotope tracers to evaluate denitrification in groundwater: case study of nitrate from a large-flux septic system plume. *Ground Water* 36, 975–982.
- Banks, D., Rohr-Torp, E., Skarphagen, H. (1994). Groundwater resources in hard rock ; experiences from the Hvaler study, Southeastern Norway. *Applied Hydrogeology* 2(2), 33-42.
- Beaudry, C. (2013). Hydrogéochimie de l'aquifère rocheux régionale en Montérégie Est, Québec. Mémoire de maîtrise, INRS - Centre Eau terre Environnement, Québec, 195 pp.
- Beaudry, C., Lefebvre, R., Rivard, C., Cloutier, V. (2018). Conceptual model of regional flow based on hydrogeochemistry (Montérégie Est, Québec, Canada). *Canadian Water Resources Journal* 43(2), 1-21.

- Betcher, R., Gascoyne, M., Brown, D. (1988). Uranium in groundwaters of Southeastern Manitoba, Canada, *Earth Sci.* 25(12): 2089-2103.
- Ba, S., Haroune, L., Cruz-Morato, C., Jacquet, C., Taouahar, I.E., Bellenger, J.P., Legault, C.Y., Jones, J.P., Cabana, H. 2014. Synthesis and characterization of combined cross-linked laccase and tyrosinase aggregates transforming acetaminophen as model phenolic compound in wastewaters, *Science of Total Environment*, 487,748-755
- Blanchette, D., Lefebvre, R., Nastev, M., Cloutier, V. (2010). Groundwater quality, geochemical processes and groundwater evolution in the Chateauguay river watershed, Québec. *Canadian Water Resources Journal*.35:4, 503-526.
- Bocharde, M.A., Bradbury, K.R., Alexander, J., Archer, J., Braatz, L., Forest, B., Kolberg, R., Olson, C., Spencer, S.K. (2011). Norovirus outbreak caused by a new septic system in a dolomite aquifer. *Ground Water*, 49:85-97.
- Böttcher, J., Strebel, O., Voerkelius, S., Schmidt, H-L. (1990). Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer, 114, 413-424.
- Bremer, J., Harter T. (2012). Domestic wells have high probability of pumping septic tank leachate. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(8), 2453-3467.
- Bottomley, D.I., Veiser, I. (1999). The nature of groundwater flow in fractured rock: Evidence from the isotopic and chemical evolution of recrystallized fractured calcites from the Canadian Shield. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 56: 369-388.
- Bondeau, A., Smith, P.C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Reichstein, M., Smith, B. (2007). Modelling the role of agriculture for the 20th century. *Global Change Biol*, 13(3),679–706, doi:10.1111/j.1365- 2486.2006.01305.x,
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E., Roy, M. (2019). An exploratory data analysis approach for assessing the sources and distribution of naturally occurring contaminants (F,Ba,Mn,As) in groundwater from southern Québec (Canada). *Applied Geochemistry*, 114:104500. Doi :10.1016.104500
- Clark, I.D., Fritz, P. (1997). *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. Boca Raton, FL: CRC Press/Lewis Publishers, 352p.

- Chailloux, G., Touchette, M., Buffin-Bélange, T., Cloutier, C.A., Héту, B., Roy, M-A. (2018). Hydrogeochemical evolution and groundwater mineralization of shallow aquifers in the Bas-Saint-Laurent region, Québec, Canada. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 43:2, 136-151.
- Chartrand, J., Levallois, P., Gauvin, D., Gingras, S., Makuza, A., Ayotte, P. et Phaneuf, D. (2000). *La contamination de l'eau des puits privés de l'île d'Orléans (Québec) par les nitrates : analyse de risque à la santé*, In Facing the next millenium: New challenges to the production of quality drinking water (Ed, W. Robertson) CWWA, Ottawa, pp. 274-290.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). (2015). Recherche et dénombrement simultanés des coliformes totaux et d'Escherichia coli dans l'eau potable avec le milieu de culture MI : méthode par filtration sur membrane. Récupéré de http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/bio_toxico_micro.htm. Consulté le 21 décembre 2020.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse enviornnemantale du Québec). (2014). Recherche et dénombrement des entérocoques : méthode par filtration sur membrane. Récupéré de http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/bio_toxico_micro.htm. Consulté le 21 décembre 2020.
- Cloutier, V. (2004). Origine et évolution géochimique des eaux souterraines du système aquifère des Basses-Laurentides dans les roches sédimentaires paléozoïques des Basses-Terres du Saint-Laurent, Québec, Canada. Thèse, Université du Québec IRNS-Eau, Terre et Environnement. 402 p.
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Savard, M.M., Bourque, E. (2006). Hydrocheochemistry and groundwater origin of the Basse-Laurentides sedimentary rock aquifer system, St.Lawrence Lowlands, Québec, Canada. *Hydrogology Journal*, 14(4):573-590.doi: 10.1007/s10040-005-0002-3
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Therrien, R., Savard, M.M. (2008). Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Journal of Hydrology*. 353 (3-4), 294-313.doi : 10.1016/j.jhydrol.2008.02.015

- Cloutier, V., Lefebvre, R., Savard, M.M., Therrien, R. (2009). Desalinisation of a sedimentary rock aquifer system invaded by Pleistocene Champlain Sea water and processes controlling groundwater geochemistry. *Environment Earth Sciences*, 59:977-994.
- Cloutier, V., Rosa, E., Nadeau, S., Dallaire, P.L., Blanchette, D., Roy, M. (2015). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue. *Rapport final déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec*. Rapport de recherche P002.R3. Groupe de recherche sur l'eau souterraine, Institut de recherche en mines et en environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 313 p., 15 annexes, 24 cartes thématiques (1:100 000).
- Colléau, E. (2020). Géochimie et âge de l'eau souterraine en Estrie en relation avec les problèmes en arsenic et manganèse et la vulnérabilité des puits d'approvisionnement. Mémoire, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement. 298 p. Montréal, Canada.
- Comeau, G., Talbot Poulin, M.C., Tremblay, Y., Ayotte, S., Molson, J., Lemieux, J.M., Montcoudiol, N., Therrier, R., Fortier, R., Therrier, P., Fabien-Ouellet, G. (2013). *Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines en Outaouais, Rapport final*. Département de géologie et de génie géologique, Université Laval. Laval, Canada. 148 p, 24 annexes, 25 cartes.
- Corriveau, L. (2013). Architecture de la ceinture métasédimentaire centrale au Québec, Province du Grenville : un exemple de l'analyse de terrains de métamorphisme élevé. Commission géologique du Canada, Bulletin no. 586. 264p.
- Couture, G. (1997). Hydrogéochimie d'eaux souterraines dans la ceinture métasédimentaire centrale de la province géologique du Grenville, Québec. Thèse de doctorat, INRS-EAU, Terre et Environnement. 110p.
- Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 133(3465), 1702-1703.
- Davis, J.C. (1986). *Statistics and Data analysis in Geology*. John Wiley and Sons Inc., New York, United States, 646 p.

- Damania, R., Desbureaux, S., Rodella, A.S., Russ, J., Zaveri, E. (2019). *Quality Unknown: The Invisible Water Crisis*. Washington, DC: World Bank. doi:10.1596/978-1-4648-1459-4, 118p.
- Daughton, C.G., Ternes, T.A. (1999). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change. *Environ. Health Perspect*, 107(1), 907-938
- DEPES (Direction de l'eau potable et des eaux souterraines). (2019). *Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*. 124 p. Récupéré de: http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide_interpretation_RQEP.pdf
- DeSimone, LA., Hamilton, PA., Gilliom, RJ. (2009). *Quality of water from domestic wells in principal aquifers of the United States, 1991-2004*. Reston, Virginia, U.S. Geological Survey Circular 1332, 48p.
- Durov, S.A. (1948). Klassifikatsia prirodnykh vod i graficheskoe izobrazhenie ikh sostava. Doklady Akademii Nauk SSSR. 59 (1), 87-90.
- Dubrovsky, N.M., Burow, K.R., Clark, G.M., Gronberg, J.M., Hamilton, P.A., Hitt, K.J., Mueller, D.K., Munn, M.D., Nolan, B.T., Puckett, L.J., Rupert, M.G., Short, T.M., Spahr, N.E., Sprague, L.A., Wilber, W.G. (2010). *The quality of our Nation's waters—nutrients in the Nation's streams and groundwater: National Finding and Implications*. United States, U.S. Geological Survey Fact Sheet, 2010-3078, 6p.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, INC. Englewood Cliffs, New Jersey. 609p.
- Farnham, I. M., Johannesson, K.H., Singh, A.K., Hodge, V.F., Stetzenbach, K. J. (2003). Factor analytical approaches for evaluating groundwater trace element chemistry data. *Analytica Chimica Acta*. 490 (1-2), 123-138. doi. 10.1016/S0003-2670(03)00350-7
- Foster, S., Hirata, R., Andreo, B. (2013). The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection? *Hydrogeology Journal* 21(7):1389- 1392.
- Gibbs, R.J. (1970). Mechanisms controlling World Water Chemistry. *Science*, 170(3962), 1088-1090.

- Giroux, I. (2004). *La présence de pesticides dans l'eau en milieux Agricole au Québec*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction de suivi de l'environnement. 40 0. Québec, Canada
- Giroux, I. (2015). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les xoes de maïs et soya 2011 à 2014*, Québec, ministère du Développement ., de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. Direction de suivi de l'état de l'environnement. 47 p. Québec, Canada
- Giroux, I. (2016). *Portrait de la présence de pesticides dans l'eau souterraine près de secteurs maraîchers, vergers, vignes et petits fruits- Échantillonnage 2012 à 2014*. Québec, ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 25p. Québec, Canada
- Giroux, I., Sarrasin., B. (2011). *Pesticides et nitrates dans l'eau souterraine près de cultures de pommes de terre - Échantillonnage dans quelques régions du Québec en 2008 et 2009*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 31 p. et 5 annexes. Québec, Canada.
- Globensky, Y. (1987). *Géologie des Basses-Terres du Saint-Laurent*. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec. 63p.
- Ghoshdastiar, A.J., Fox, S., Tong, A.Z. (2015). The presence of te top prescribed pharmaceuticals in treated sewage effluents and receiving waters in Southwest Nova Scotia, Canada. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 689-700.
- Ghesquière, O., Watler, J., Chesnaux, R., Rouleau, A. (2015). Scenario of groundwater chemical evolution in a region of the Canadian shield based on multivariate statistical analysis. *Journal of Hydrology*, 4, 246-266. doi.10.1016/j.ejrh.2015.06.004
- Güler, C., Thyne, G., McCray, J., Turner, K. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*, 10 (4), 455-474.
- Gurdak, J.J. , McCray, J.E., Thyne, G. Qi, S.L. (2007). Latin hypercube approach to estimate uncertainty in ground water vulnerability. *Ground Water*, 45 (3), 348- 361.

- Han, D., Kohfahl, C., Song, Y., Xio, G., Yang, J. (2011). Geochemical and isotopic evidence for paleo-seawater intrusion into the south coast aquifer of Laizhou Bay, China. *Applied Geochemistry*, 26(5): 863-883.
- Haroune, L., Saibi, S., Bellenger, J.P., Cabana, H. (2014). Evaluation of the efficiency of *trametes hirsute* for the removal of multiple pharmaceutical compounds under low concentrations relevant to the environment. *Bioresour.Technol*, 171, 199-202.
- Hem, J.D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 3rd Edition, US Geological Survey Water-Supply Paper 2254, University of Virginia, Charlottesville, United States, 263 p.
- Henderson, T. (1985). Geochemistry of groundwater in two sandstone aquifer systems in the Northern Great Plains in parts of Montana, Wyoming, North Dakota, and South Dakota. U.S. Geological Survey Professional Paper 1402-C. Reston, VA, United States, 84 p.
- Hounslaw, A.W. (1995). *Water Quality Data : Analysis and Interpretation*. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida, United States, 397 p.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J. (2020). *FactoMineR : Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining*. [Manuel de référence, version 2.4]. Récupéré de <https://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR> .
- Husk, B., Sebastian, S., Leduc, R., Takser, L., Savary, O., Cabana, H. (2019). Pharmaceuticals and pesticides in rural community drinking waters of Quebec, Canada- a regional study on the susceptibility to source contamination. *Water Quality Research Journal*, 54(1),47-56. doi:10.2166/WQRJ.2019.038.
- Hynds, P.D., Thomas, M.K., Pintar, K.D.M. (2014). Contamination of Groundwater Systems in the US and Canada by Enteric Pathogens, 1990–2013: A Review and Pooled-Analysis. *PLOS ONE* 9(5): 93301. doi. /10.1371/journal.pone.0093301
- IAEA (International Atomic Energy Agency). (2008). *Isotopes de l'environnement dans le cycle hydrologique*. Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne 2008. IAEA-TCS-32/F ISSN 1018–5518,
- Jurado, A., E. Vazquez-Sune, J. Carrera, Lopez de Alda, M., Pujades, E., Barcelo, D. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater in Spain: a review of sources, recent occurrence and fate in a European context, *Sci. Total Environ*. 1(440), 82-94. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.029.

- Katz, B.G., Sandra, M.E., Kauffman, L.J. (2011). Using Cl/Br ratios and other indicators to assess potential impact on groundwater quality from septic systems : A review examples from principal aquifers in the United States. *Journal of Hydrology*, 397, 151-166.
- Kassambara, A., Mundt, F. (2020). *Factoextra: Extract and visualize the results of Multivariate Data Analyses*. [Manuel de référence, version 1.0.7]. Récupéré de <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Kazemi, G.A., Lehr, J.H., Perrochet, P. (2006). *Groundwater Age*. John Wiley & Sons, Honoken New Jersey, USA, 288p
- Kellman, L.M. (2005). A study of tile drain nitrate - $\delta^{15}\text{N}$ values as a tool for assessing nitrate sources in agricultural region. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71: 131-137
- Kelsey, J.P., Tang, M., Jones, C.N., Weiss, S., Greene, A., Mohsin, H., Parks, J., Edwards, M.A. (2018). Impact of road salt on drinking water quality and infrastructure corrosion in private wells. *Environmental Science and Technology*, 52(24), 14078-14087
- Kendall, C., Elliott, E.M., Wankel, S.D. (2008). *Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystem, in Stable Isotopes*. Ecology and Environmental Science, Blackwell Publishing, Eds. Michener, R. & Lajtha, K., pp.375-450. Malden, Ma, United States.
- Kendall, C. (1998). *Tracing Nitrogen Sources and Cycling in Catchments*. Isotope Tracers in Catchment Hydrology. Ed. C. Kendall & J.J. McDonnell. Amsterdam, Pays-Bas, Elsevier, pp. 519-576.
- Koh, E.H., Kaown, D., Mayer, B., Kang, B.R., Moon, H.S., Lee, K.K. (2011) Hydrogeochemistry and isotopic tracing of nitrate contamination of two aquifer systems on jeju Island, Korea. *Journal of Environmental Quality*, 41(6), 1835-1845
- Komor, S.C. (1997). Boron contents and isotopic compositions of hog manure, selected fertilizers, and water in Minnesota. *Journal of Environmental Quality*, 25(5), 1212-1222
- Krouse, H.R., Mayer, B. (1999). Sulfur and oxygen isotopes in sulphate. Dans P. G. Cook & A. L. Herczeg (Eds.), *Environmental tracers in subsurface hydrology*, pp. 195–231. Springer, Boston, MA, United States. doi. 10.1007/978-1-4615-4557-6

- Kuroda, K., Murakima, M., Oguma, K., Muramatsu, Y., takada, H., Takizawa, S. (2012). *Environment Science and Technology*, 46(3), 1455-1464.
- Lacasse., K. (2013). Caractérisation géochimique et isotopique des aquifères du sud-ouest de la Mauricie. Mémoire, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Canada, 239 p.
- Laferrière., M. (1988). Contamination des puits privés dans un secteur de culture intensive de pommes de terre (St-Arsène et les environs), *Sciences et Techniques de l'eau*, 21(3), 265-269.
- Lapworth, D.J., Baran, N., Stuart, M.E. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence. *Environ Pollut*, 163, 287-303. doi: 10.1016/j.envpol.2011.12.034.
- Larocque, M., Gagné, s., Barnettche, D., Meyzonnat, G., Graveline, M.H., Ouellet, M.A. (2015). *Projet de connaissances des eaux souterraines de la zone Nicolet et de la partie basse de la zone Saint-François- Rapport final*. Rapport déposé au Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Montréal, Canada, 258 p.
- Larocque, M., Meyzonnat, G., Ouellet, M.A., Graveline, M.H., Barnetche, D., Dorner, S. 2(015). *Projet de connaissances des eaux souterraines de la zone Vaudreuil-Soulanges- Rapport scientifiques*. Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques. Montréal, Canada, 202 p.
- Larocque, M., Gagné, S., Morard, A., Roux, M. (2019). *Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines dans la région des Laurentides et de la MRC les Moulins - Rapport phase I*. Rapport déposé au ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Montréal, Canada, 79 p.
- Larocque, M., Fortin, V., Pharand, M.C., Rivard, C. (2010). Groundwater contribution to river flow-using hydrograph separation, hydrological and hydrogeological models in a Southherm Quebec aquifer, 7(5), 7808-7838.

- Leblanc, Y., Légaré, G., Lacasse, K., Parent, M. et Campeau, S., (2013). Caractérisation hydrogéologique du sud-ouest de la Mauricie. Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec. Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 134 p.
- Loo, S., C., Ryan, B., Zearth, S., Kuchta, D., Neilson & T., Forge. (2012). Using 8^{15}N and 8^{18}O for groundwater nitrate source identification: A cautionary vadose zone tale. IAH-AIH 2012 Congress (Niagara Falls, Canada, 16-21 septembre 2012).
- Lopez, B., Olliver, P., Togola, A., Baran, N., Ghestem, J.P. (2015). Screening of French groundwater for regulated and merging contaminants, *Science of the Total Environment*, 518, 562-573
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K., Studer, M., Roudier, P., Gonzalez, J., Kozlowski, K., Schubert, E., Murphy, K. (2021). *Finding Groups in Data: Cluster Analysis Extended Rousseeuw et al.* [Manuel de référence, version 2.1.2]. Récupéré de <https://cran.r-project.org/web/packages/cluster/cluster.pdf>
- Madison, R. J. et Brunett, J. D. (1985). Overview of the occurrences of nitrate in groundwater of the United States. US Geological Survey, *Water Supply Paper*, 2275, 93-105.
- Margat, J., Van Der Gun, J. (2013). *Groundwater around the World*. CRC Press, 343p.
- Mcilvin, M. R., Altabet, M.A. (2005). Chemical conversion of nitrate and nitrite to nitrous oxide for nitrogen and oxygen isotopic analysis in freshwater and seawater, *Analytical Chemistry*.77,5589-5595.
- MERN (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles) . (2019) *Lexique stratigraphique*. Récupéré de <http://gq.mines.gouv.qc.ca/lexique-stratigraphique/province-de-grenville>.
- MERN (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles). (2016). Base de données topographique du Québec (BDTQ) [Carte]. Échelle :1 :20000. Récupéré de <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/cartes-topographiques-a-l-echelle-de-1-20-000>

- MERN (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles). (2020a). Géobase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ). [Carte]. Récupéré de <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/grhq>
- MERN (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles). (2020b). Géologie du Quaternaire – Zones morpho-sédimentologiques [Carte]. Échelle : 1 : 50000. Récupéré de <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/geologie-du-quaternaire>
- MRNF (Ministère des Richesses naturelles et des Forêts). (2005). Système sur les découpages administratifs [Carte]. Échelle 1 : 20 000. Récupéré de <https://mern.gouv.qc.ca/repertoire-geographique/couches-decoupages-administratifs/>
- MELCC (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques). (2020). L'eau au Québec: une ressource à protéger. Récupéré de <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/inter.htm>.
- MDDELCC (Ministère du Développement durable et de la Lutte contre les Changements climatiques). (2017b). Utilisation du territoire [Carte]. Récupéré de https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/utilisation-du-territoire/ressource/b45cc856-d6f9-423e-a92b-ba5f64f726ae?inner_span=True
- MDDELCC (Ministère du Développement durable et de la Lutte contre les Changements climatiques). (2017c). Bassins hydrographiques 20k et 50k niveaux 1 à 8 [Carte]. Échelle 1 : 20000. Récupéré de <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec>
- Mendenhall, W.C., Dole, R.B., Stabler, H. (1916). *Groundwater in San Joaquin Valley, California*. Washington, United States: Govt. Print. Off, 310 p.
- Mercier, M., Gaudreau, D. (2000). *La contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural : document complémentaire*, Direction de santé publique de la Montérégie, 25 p. Québec, Canada
- Meyzonnat, G., Larocque, M., Babrecot, F., Pinti, D.L., Gagné, S. (2016). The potential of major ion chemistry to assess groundwater vulnerability of a major aquifer in southern Quebec (Canada), *Environ Earth Sci.* 76(68), 1-12. doi. 10.1007/s12665-015-4793-9

- Meyzonnat, G. (2013). Estimation de la vulnérabilité de l'aquifère au roc de la zone Bécancour (Centre-Du-Québec). Mémoire. Université du Québec à Montréal, Montréal, Canada. 139 p.
- Mitra, N. (2018). Enlèvement de la Carbamazépine de l'eau et des eaux usées en utilisant des systèmes nano imprégnés de biochar-enzyme (BENS). Thèse. Québec, Université de Québec, Institut national de la recherche scientifique, Doctorat en sciences de l'eau, Québec, Canada, 545 p.
- Montcoudiol, N., Molson, J., Lemieux, J. M. (2014). Groundwater geochemistry of the Outaouais Region (Québec, Canada): a regional-scale study. *Hydrogeology Journal*, 23,377-396.doi. 10.1007/s10040-014-1190-5.
- Montcoudiol, N. (2015). Contribution de l'hydrogéochimie à la compréhension des écoulements d'eaux souterraines en Outaouais, Québec, Canada. Thèse, Québec, Université Laval, Québec, Canada. 227 p.
- Nadghdi, M. (2018). Enlèvement de Carbamazépine de l'eau et des eaux usées en utilisant des systèmes nano imprégnés de biochar-enzyme (BENS). Thèse, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Doctorat en sciences de l'eau, Montréal, Canada, 545 p.
- Organisme mondial de la Santé (OMS). (2017). *Directives de qualité de l'eau de boisson* : 4^e ed, Genève, Suisse, 564 p.
- Paré, D.(1978). *Étude hydrogéologique du bassin de la Yamaska*. Ministère des Richesses naturelles, Service des eaux souterraines. Québec, Canada, 63 p.
- Pelletier, M., Lalonde, J.P., Chouinard, N. (1985). *Géochimie des eaux souterraines dans la région de Montréal, données brutes et carte de compilation*. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction Générale de l'Exploration Géologique et Minérale, Service de Géochimie-Géophysique. Québec, Canada, 436 p.
- Proulx, F. (2018). *Rapport de caractérisation de l'Eau des puits privés des bassins versants des prises d'eau municipales situées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency*. Communauté métropolitaine de Québec. Québec, Canada, 55 p.
- Pinti, D.L., Beland-Otis, C., Tremblay, A., Claro Castro, M., Hall, C.M., Marcil, J-S., Lavoie, J-Y., Lapointe, R. (2011). Fossil brines preserved in the St-Lawrence Lowlands, Québec, Canada as revealed by their chemistry and noble gas isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75: 4228-4242

- Piper, A.M. (1994). A graphic procedure in geochemical interpretation of water analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), 9914-928.
- Prosser, R.S., Sibley, P.K. (2015). Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environmental International*, 75, 223-233.
- Sui, Q., Cao, X., Lu, S., Zhao, W., Qiu, Z., Yu, G. (2015). Occurrence, sources and fate of pharmaceuticals and personal care products in the groundwater : A review. *Emerging contaminants*, 1, 14-24.
Doi/10.1016/j.em.con.2015.07.001
- Randour, I., Gagneault, R.A., Lamothe, M., Roy, M., Robitaille, A. (2020). Cartographie des formations superficielles de la région des Laurentides-Lanaudière, phase 3. Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Québec, Canada, 49 p.
- Riggs, HC. (1968). Some statistical tools in hydrology United States Geological, United States.
- Rivers, T. (2008). Assembly and preservation of lower, mid, and upper orogenic crust in the Grenville Province-Implications for the evolution of large hot long-duration orogens. *Precambrian Research*, 167(3-4), 237-259.
- RQES. (2021). Écoulement de l'eau souterraine. Dans *les eaux souterraines*. Récupéré le 5 mai 2021 de <https://rqes.ca/les-eaux-souterraines/#:~:text=Comme%20pour%20l'eau%20en,l'eau%20dans%20les%20rivi%C3%A8res.&text=Dans%20le%20sol%2C%20l'eau,le%20long%20d'une%20pente>.
- Roy, N., Rousseau, N., Cantin, P., Cardinal, P. et Gélinas, P. (2004). *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et Impacts potentiels sur la santé. Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de L'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm*. Gouvernement du Québec. Québec, Canada, 33p
- Rupert, M.G. (2001). Calibration of the DRASTIC groundwater vulnerability mapping method. *Ground Water*, 39(4), 625-630

- Saby, M., Larocque, M., Pinti, D.L., Barbecot, F., Gagné, S., Barnetche, D., Cabana, H. (2015). Regional assessment of concentrations and sources of pharmaceutically active compounds, pesticides, nitrate, and *E. coli* in post-glacial aquifer environments (Canada). *Science of total Environnement*, 579, 557-568. doi.10.1016/j.scitotenv.2016.11.061
- Santé Canada. (2019). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*- Récupéré de <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html>.
- Savard, M.M., Somers, G., Smirnoff, A., Paradis, D., Bochove, E.V., Liao, S. (2009). Nitrate isotopes unveil distinct seasonal N-sources and the critical role of crop residues in groundwater contamination. *Journal of Hydrology*. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.11.033
- Schaider, L.A., Ackerman, J.M., Rudel, R.A. (2015). Sceptic systems as sources of organic wastewater compounds in domestic drinking water in a shallow sand and gravel aquifer. *Science of the Total environment*, 547, 470-481. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.12.081
- Schoeller, H. (1955) .*Géochimie des eaux souterraines*. Ed Masson, Paris, France, 230-244 p.
- Sebilo, M., Billen, G., Grably, M., Mariotti, A. (2003). Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system.*Biogeochemistry*, 63, 35-51.
- Seller, L. E., Canter, L.W. (1987). Vulnerability of soil and groundwater to pollutants.National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Netherlands, No. 38, 1170 p.
- Shiklomanov, I.A., Rodda, J. (2003). *World water resources at the beginning of the twentyfirst century*. Cambridge U.P./UNESCO, 25 p.
- Smiler, R. (2014). Diagrammes, Water Software Quality Hydrochemistry diagrams. Laboratoire d'hydrogéochimie d'Avignon. 42p.
- Sigg, L., Stumm, W., Behra, P. (1992). *Chimie des Milieux Aquatiques. Chimie des eaux naturelles etdes interactions dans l'environnement* (2^e éd.). Paris : Masson, 381 p.

- Stiff, H.A. (1951). The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. *Journal of Petrol Technology*, 3(10), 15-17
- Sultana, T., Murray, C., Kleywegt, S., Metcalfe, CD. (2018). Neonicotinoid pesticides in drinking water in agricultural regions of southern Ontario, Canada. *Chemosphere*, 202, 506-513
- Taylor, R., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Y., Longuevergne, L., Leblanc, M., Famiglietti, J.S., Edmunds, M., Konikow, L., Green, T.R., Chen, J., Taniguchi, M., Bierkens, M.F.P., Macdonald, A., Fan, Ying., Maxwell, R.M., Yecheili, Y., Gurfak, J.J., M.Allen, D., Shamsudduha, M., Hiscock, K., Yeh, P J.-F., Holman, I., Treidel, H. (2012). Ground water and climate change. *Nature Clim Change*, 3, 322–329
- Talbot Poulain, M.C., Comeau, G., Tremblay, Y., Therrien, R., Nadeau, M.M., Lemieux, J.M., Molson, J., Fortier, R., Therrien, P., Lamarche, L., Donati-Daoust, F., Bérubé, S. (2013). *Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du territoire de la Communauté métropolitaine de Québec, Rapport final*. Département de géologie et de génie géologique, Université Laval, Québec, Canada, 172 pages, 19 annexes, 28 cartes.
- Tòth, J. (1963). A Theoretical Analysis of Groundwater Flow in Small Drainage Bassins. *Journal of Geophysical Research*, 68(16), 4795-4812
- Tòth, J. (1999). Groundwater as a geologic agent : An overview of the causes, process, and manifestations. *Hydrogeology Journal*, 7: 7-14.
- Tremblay, T. (2008). Hydrostratigraphie et géologie du Quaternaire dans le bassin-versant de la rivière Châteauguay, Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Département les Sciences de la Terre, Montréal, Canada, 224 pp. Montréal, Québec.
- UNEP (Programme des Nations unies pour l'environnement). (2016). *Emerging issues of environmental concern*. Nairobi, Kenya, 77 p.
- Vrba, J., Zaporozec, A.(1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. Hanover:H.Heise.131 p.
- Vollmer, R. (1976). Terrestrial lead isotopic evolution and formation time of earth's core. *Nature*. 270, 144-147

- Walter, J. (2010). Les eaux souterraines à salinité élevée autour du Lac-Saint-Jean, Québec : Origine et incidences. Mémoire, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Canada, 186 p
- Ward, J-H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58,236-244.
- Widory, D., Kloppmann, W., Chery, L., Bonnin, J., Rochdi, H., Guinamant, J.L. 2003. Nitrate in groundwater an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology*, 71, 165-188
- Widory, D., Petelet-Giraud, E., Brenot, A., Bronders, J., Tirez, K., Boeckx, P. (2013). Improving the management of nitrate pollution in water by the use of isotope monitoring: the $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{11}\text{B}$ triptych. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 49(1), 29-47.
- Windley, B.F., tarney, J. (1986). The structural evolution of the lower crust of orogenic belts, present and past. Geological Society, London, UK, 24, 221-230.
- Wirmvem, MJ., Ohba, T., Nche, LA., Kamtchueng, BT., Edith, KW., Mimba, ME., Bafon, TG., Yaguchi, M., Takem, GE., Fantong, WY., Ako Ako, A. (2017). Effect of diffuse recharge and wastewater on groundwater contamination in Douala, Cameroon. *Environmental Earth Sciences*, 76(9), 354-370.
- WWAP /ONU. (2018). *Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2018 : Les solutions fondées sur la nature pour la gestion de l'eau*. UNESCO.Paris, France, 226 p.
- UNESCO. (2002). *Groundwater contamination inventory* .Récupéré de https://hydrologie.org/BIB/Publ_UNESCO/SOG2.pdf